



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CTC - CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

SILVIO DANIEL GRACIANI

**APLICAÇÃO DAS IMAGENS DE SENSORIAMENTO
REMOTO PARA AVALIAR ALGUNS PARÂMETROS DA
QUALIDADE DA ÁGUA DE LAGOAS ARTIFICIAIS EM
ÁREAS DE MINERAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Catarina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Florianópolis
2000

Florianópolis, 14 de Dezembro de 2000

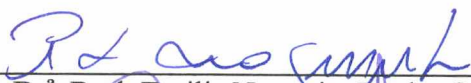
**POTENCIALIDADE DAS IMAGENS DE SENSORIAMENTO REMOTO PARA
AVALIAR A QUALIDADE DA ÁGUA DE LAGOAS ARTIFICIAIS
EM ÁREAS DE MINERAÇÃO**

SILVIO DANIEL GRACIANI

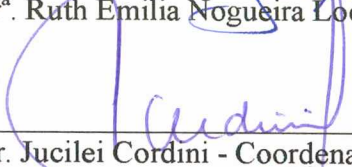
Esta dissertação foi julgada para a obtenção do título de

MESTRE EM ENGENHARIA

Especialidade **ENGENHARIA CIVIL** e aprovada em sua forma final pelo programa de
Pós-Graduação em Engenharia Civil.

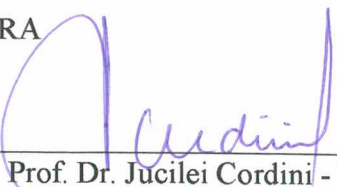


Prof.^a Dr.^a Ruth Emilia Nogueira Loch - Orientador

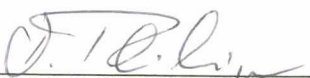


Prof. Dr. Jucilei Cordini - Coordenador do Curso

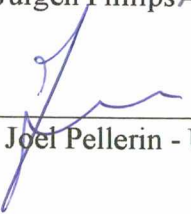
COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Dr. Jucilei Cordini - UFSC



Prof. Dr. Jürgen Philips - UFSC



Prof. Dr. Joel Pellerin - UFSC

APLICAÇÃO DAS IMAGENS DE SENSORIAMENTO REMOTO PARA AVALIAR ALGUNS PARÂMETROS DA QUALIDADE DA ÁGUA DE LAGOAS ARTIFICIAIS EM ÁREAS DE MINERAÇÃO

SILVIO DANIEL GRACIANI

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Catarina, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Cadastro Técnico Multifinalitário

Orientador: Prof^ª. Dr^ª. Ruth Emilia Nogueira Loch

Florianópolis
2000

A minha esposa Patrícia

AGRADECIMENTOS

À Prof^a. Dr^a. Ruth Emilia Nogueira Loch pelo aporte de seus conhecimentos e incentivos para a realização desta pesquisa.

Ao Fondo para el Mejoramiento de la Calidad Universitaria (FOMEUC), na pessoa do Prof. Mario Schreider, pela bolsa de estudos outorgada para a realização deste Mestrado.

À Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina (FATMA), Diretoria Regional de Criciúma, na pessoa do Eng^o. Adhyles Bortot por sua colaboração na realização dos trabalhos de campo e na obtenção de dados.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Catarina, pela oportunidade de aperfeiçoamento.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração Cadastro Técnico Multifinalitário, pelos ensinamentos.

Ao supervisor do Laboratório de Fotogrametria, Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento (Lab. FSG) da UFSC, Prof. Dr. Carlos Loch, pela disponibilização de equipamentos e softwares. Ao funcionário técnico do Laboratório Paulo César Fortkamp, por sua colaboração na utilização do equipamento.

À Eng^a. Nadja Zim Alexandre, à Bióloga Clair Maria Martinello e ao Prof. Dr. Álvaro José Back, pelos dados dispensados.

Aos colegas do curso de mestrado Eugenia Karnaukhova, Danielle Pretto Kelm, Artur Caldas Brandão e Edson Cattoni, pela ajuda recebida.

A meus colegas do Centro de Estudios Cartográficos y Fotointerpretación (CECYF), Eng^o. Carlos Tonini e P.T.C Raquel Tardivo, pela oportunidade e apoio prestado para a execução desta pesquisa.

Aos membros da Banca Examinadora, Prof. Dr. Jucilei Cordini, Prof. Dr. Jürgen Philips e Prof. Dr. Joel Pellerin, por ter aceito avaliar esta pesquisa.

A todos, Muito Obrigado.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE TABELAS.....	xi
LISTA DE SIGLAS.....	xiii
LISTA DE SÍMBOLOS.....	xiv
RESUMO.....	xv
ABSTRACT.....	xvi
RESUMEN.....	xvii
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 OBJETIVOS.....	5
1.1.1 Objetivo Geral.....	5
1.1.2 Objetivos Específicos.....	5
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	6
2.1 QUALIDADE DA ÁGUA.....	6
2.1.1 Definições.....	6
2.1.2 Indicadores da Qualidade da Água.....	7
2.2 POLUIÇÃO DA ÁGUA NAS ÁREAS DE MINERAÇÃO DE CARVÃO.....	10
2.2.1 Introdução.....	10
2.2.2 Mecanismo de Poluição da Água.....	11
2.3 LEGISLAÇÃO BRASILEIRA SOBRE A ÁGUA.....	12
2.4 CADASTRO TÉCNICO MULTIFINALITARIO.....	13
2.4.1 Definição.....	13
2.4.2 Mapa Temático.....	13
2.4 SENSORIAMENTO REMOTO.....	14
2.4.1 Definição.....	14
2.4.2 Breve Histórico do Sensoriamento Remoto.....	14
2.4.3 Avaliação da Qualidade da Água através de SR.....	17

2.4.4	Monitoramento da Qualidade da Água através de SR.....	19
2.4.5	Efeitos da Atmosfera nos Dados de SR.....	21
2.5	MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	23
2.5.1	Definição e Tipos.....	23
3	ÁREA DE ESTUDO.....	26
3.1	LOCALIZAÇÃO.....	26
3.1.1	Lagoas Artificiais Estudadas.....	29
3.2	GEOLOGIA.....	30
3.3	RELEVO.....	31
3.4	HIDROGRAFIA.....	31
3.5	CLIMA.....	33
3.5.1	Temperatura.....	33
3.5.2	Ventos.....	33
3.5.3	Precipitação.....	34
3.6	SOLOS.....	34
3.7	VEGETAÇÃO.....	35
3.8	CARVÃO.....	36
3.8.1	Definições e Tipos.....	36
3.8.2	Carvão no Estado de Santa Catarina.....	38
3.8.3	Breve Histórico da Mineração do Carvão em Santa Catarina.....	40
4	MATERIAL E MÉTODO.....	42
4.1	MATERIAIS.....	42
4.2	SOFTWARE UTILIZADOS.....	42
4.3	MÉTODO.....	43
4.3.1	Obtenção dos Números Digitais das imagens Landsat TM.....	43
4.3.1.1	Determinação das sub-cenas.....	43
4.3.1.2	Obtenção dos NDs das lagoas.....	43
4.3.2	Comparação das resoluções dos sensores TM e CASI.....	46
4.3.3	Comparação dos dados do sensor TM.....	46

4.3.3.1	Comparação entre os NDs médios das lagoas pretas e verdes em cada banda TM.....	47
4.3.3.2	Aplicação de testes estatísticos aos dados do sensor TM...	47
4.3.4	Comparação dos dados do sensor CASI.....	49
4.3.4.1	Comparação dos NDs médios das lagoas pretas e verdes em cada banda CASI.....	49
4.3.4.2	Aplicação de testes estatísticos aos dados do sensor CASI.....	49
4.3.5	Relações empíricas.....	51
4.3.5.1	Análises de correlação.....	51
4.3.5.2	Análises de regressão.....	51
4.3.6	Análise Multitemporal.....	52
4.3.6.1	Correção Radiométrica.....	53
4.3.6.2	Correção Geométrica.....	54
4.3.6.3	Métodos de Análise Multitemporal de Imagens.....	55
4.3.6.3.1	Composições Coloridas.....	55
4.3.6.3.2	Componentes Principais.....	55
4.3.6.3.3	Quociente de Bandas.....	56
4.3.6.4	Georreferenciamento.....	56
5	RESULTADOS.....	57
5.1	COMPARAÇÃO DAS RESOLUÇÕES DOS SENSORES TM E CASI.....	61
5.2	COMPARAÇÃO DOS DADOS DO SENSOR TM.....	65
5.2.1	Comparação entre os NDs médios das lagoas pretas e verdes em cada banda TM.....	65
5.2.2	Aplicação de testes estatísticos aos dados do sensor TM.....	67
5.3	COMPARAÇÃO DOS DADOS DO SENSOR CASI.....	68
5.3.1	Comparação dos NDs médios das lagoas pretas e verdes em cada banda CASI.....	68
5.3.2	Aplicação de testes estatísticos aos dados observados nas imagens do CASI.....	70

5.4	RELAÇÕES EMPÍRICAS.....	71
5.4.1	Verificação dos dados de campo.....	71
5.4.2	Análises de correlação entre os NDs médios e os valores de pH.....	76
5.4.3	Análises de correlação entre os NDs médios e as concentrações de ferro.....	78
5.4.4	Análises de correlação entre os NDs médios e as concentrações de alumínio.....	79
5.4.5	Análises de correlação entre os NDs médios e as concentrações de sulfatos.....	81
5.4.6	Escolha do indicador da qualidade da água.....	82
5.4.7	Análises de regressão entre os NDs médios e as concentrações de ferro.....	83
5.4.8	Análises de regressão entre os NDs médios e os valores de pH.....	84
5.5	ANÁLISE MULTITEMPORAL.....	89
5.5.1	Correção Radiométrica.....	89
5.5.2	Correção Geométrica.....	91
5.5.3	Métodos de Análise Multitemporal de Imagens.....	91
5.5.3.1	Composições Coloridas.....	91
5.5.3.2	Componentes Principais.....	93
5.5.3.3	Quociente de Bandas.....	94
5.5.4	Georreferenciamento.....	95
6	CONCLUSÕES.....	97
7	RECOMENDAÇÕES.....	99
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	100
8.1	OBRAS CONSULTADAS.....	104
9	APÊNDICES.....	105

LISTA DE FIGURAS

1. Efeito do aumento da concentração do ferro na transmitância.....	9
2. Efeito do aumento da concentração do ferro na absorvância.....	9
3. Faixa de valores de brilho.....	22
4. Localização da área de estudo.....	26
5. Mudanças observadas na área de mineração.....	28
6. Localização das lagoas estudadas.....	29
7. Perfil geológico da bacia do Rio Fiorita.....	30
8. Tipos de carvões.....	38
9. Esquema de uma lagoa mostrando em verde os pixels puros.....	44
10. Método aplicado para a obtenção do mapa temático de um indicador da qualidade da água.....	50
11. Análise multitemporal das imagens TM.....	53
12. Gráfico de dispersão entre os NDs da banda 1 e os da banda 7 TM.....	54
13. Imagens da Lagoa LF-03.....	57
14. Imagens da Lagoa LF-06.....	58
15. Imagens da Lagoa LF-09.....	58
16. Imagens da Lagoa LF-10.....	59
17. Imagens da Lagoa LF-21.....	59
18. Imagens da Lagoa LF-22.....	59
19. Imagens da Lagoa LF-24.....	60
20. Imagens da Lagoa LF-25.....	60
21. Imagens da Lagoa LF-28.....	60
22. Imagens da Lagoa LM-02.....	61
23. À esquerda uma composição colorida da imagem TM do ano 1986 e à direita a sub-cena da área de estudo.....	61
24. Composição colorida real das imagens do sensor CASI.....	62
25. Comparação das resoluções dos sensores TM e CASI.....	62
26. Comparação das bandas espectrais utilizadas pelos sensores TM e CASI.....	63
27. Faixas de vôo 3 e 4 feitas com o sensor CASI sobre a área de estudo.....	64

28. Comparação dos NDs médios das lagoas no ano 1986.....	66
29. Comparação dos NDs médios das lagoas no ano 1996.....	67
30. Comparação dos NDs médios das lagoas no ano 1992.....	69
31. Draga e amostra do sedimento do fundo da lagoa preta LF-21.....	75
32. Amostra do sedimento do fundo da lagoa verde LF-03.....	75
33. Relação entre os NDs médios das bandas 1 e 2 TM e os valores de pH para o ano 1986.....	76
34. Relação entre os NDs médios das bandas 1 e 2 TM e os valores de pH para o ano 1996.....	77
35. Relação entre os NDs médios e as concentrações de ferro (mg/l).....	79
36. Relação entre os NDs médios das bandas 1 e 2 TM e as concentrações de alumínio.....	80
37. Relação entre os NDs médios (Bandas TM) e as concentrações de sulfatos...	81
38. Mapa temático dos valores de pH nas lagoas artificiais estudadas.....	88
39. Equação de regressão, coeficiente de correlação e gráfico da linha de regressão obtidos entre os NDs das bandas TM 1 e 7.....	89
40. Composição colorida real das sub-cenas TM registradas.....	91
41. Composição colorida da banda 2, em círculos as lagoas estudadas.....	92
42. Componente principal número 4, em círculos aparecem as lagoas que sofreram mudanças.....	93
43. Quociente entre as bandas 2 das sub-cenas dos anos 1986 (numerador) e 1996 (denominador).....	94
44. Quociente entre as bandas 2 das sub-cenas dos anos 1996 (numerador) e 1986 (denominador).....	94
45. Composição colorida da banda 2 georreferenciada ao sistema de projeção UTM.....	95
46. Componente principal número 4 georreferenciada ao sistema de projeção UTM.....	96
47. Quociente da banda 2, georreferenciada ao sistema de projeção UTM.....	96

LISTA DE TABELAS

1. Padrões ambientais para os corpos de água doce de Classe 3.....	12
2. Padrões ambientais de emissão de efluentes para qualquer tipo de fonte poluidora no Brasil.....	13
3. Coluna Estratigráfica da Área em Estudo.....	30
4. Qualidade da Água do Rio Fiorita a Montante e a Jusante da Área de Estudo...	32
5. Massas Poluidoras para diferentes Regimes de Vazões do Rio Fiorita a Jusante da Área de Estudo.....	33
6. Comparação de Carvões do Tipo Betuminoso.....	39
7. Comparação dos Carvões das Camadas Barro Branco e Bonito.....	40
8. NDs da Lagoa LF-09 obtidos nas bandas 1, 2 e 3 TM, para o ano 1986.....	45
9. Comparação dos NDs médios TM, para 1986.....	66
10. Comparação dos NDs médios TM, para 1996.....	67
11. Testes de hipóteses aplicados aos NDs das lagoas pretas e verdes em cada banda TM utilizada, para os anos 1986 e 1996.....	68
12. Comparação dos NDs médios do sensor CASI obtidos no ano 1992.....	69
13. Testes de hipóteses aplicados aos NDs das lagoas LF-06, LF-09 e LF-10 em cada banda do sensor CASI utilizada, para o ano 1992.....	70
14. Valores de pH para 1986.....	71
15. Valores de pH e concentração de ferro, alumínio e sulfatos para 1996.....	72
16. NDs médios TM das lagoas de cor verde para 1996.....	74
17. Coeficientes de correlação (r) entre os NDs médios TM e os valores de pH para 1986.....	76
18. Coeficientes de correlação (r) entre os NDs médios TM e os valores de pH para 1996.....	77
19. Coeficientes de correlação (r) entre os NDs médios TM e os valores das concentrações de Ferro para 1996.....	78
20. Coeficientes de correlação (r) entre os NDs médios TM e os valores das concentrações de Alumínio para 1996.....	80
21. Coeficientes de correlação (r) entre os NDs médios TM e os valores das concentrações de Sulfatos para 1996.....	81

22. Coeficientes de Correlação (r) entre os NDs médios TM e os valores de pH e as concentrações de Ferro, Alumínio e Sulfatos para 1996.....	82
23. Modelos de regressão linear simples e múltipla selecionados para o ferro e seus parâmetros estatísticos.....	83
24. Modelos de regressão linear simples e múltipla selecionados para o pH e seus parâmetros estatísticos.....	85
25. Faixas de NDs médios utilizadas nas bandas TM para 1996.....	85
26. Comparação entre os valores de pH medidos nas lagoas e os valores de pH preditos pelo modelo 4 com um Erro Padrão de 0,93 unidades de pH...	86
27. Valores de pH preditos pelo modelo 4 (EP=0,93).....	86
28. Valores de brilho (X) a serem subtraídos dos NDs dos pixels das bandas 1, 2 e 3 TM em cada sub-cena considerada.....	90

LISTA DE SIGLAS

AMREC	Associação dos Municípios da Região Carbonífera
CASI	Compact Airborne Spectrographic Imager
CE	Carvão Energético
CM	Carvão Metalúrgico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CSS	Concentração de Sedimento Suspenso
CTM	Cadastro Técnico Multifinalitário
ENVI	The Environment for Visualizing Images
EP	Erro Padrão
FATMA	Fundação do Meio Ambiente
GAPLAN	Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral
IBGE	Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas
JICA	Japan International Cooperation Agency
LF	Lagoa Fiorita
LM	Lagoa Morozini
MSS	Multi-Spectral Scanner
NDs	Números Digitais
NUPES	Núcleo de Pesquisa Sócio Econômico
RMS	Erro Médio Quadrático
SDM	Secretaria de Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente
SR	Sensoriamento Remoto
TM	Thematic Mapper
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UNESC	Universidade do Extremo Sul Catarinense
UTM	Universal Transversa de Mercator

LISTA DE SÍMBOLOS

λ	comprimento de onda
μ	média da população
[Al]	concentração de alumínio
[Fe]	concentração de ferro
[SO ₄]	concentração de sulfatos
FeS ₂	pirita
n	tamanho da amostra
pH	potencial de íons hidrônio
r	coeficiente de correlação linear

RESUMO

GRACIANI, Silvio. *Aplicação das imagens de sensoriamento remoto para avaliar alguns parâmetros da qualidade da água de lagoas artificiais em áreas de mineração*. Florianópolis, 2000, 107 p.- Dissertação (Mestrado em Cadastro Técnico Multifinalitário), UFSC, Santa Catarina.

O objetivo desta pesquisa foi avaliar a potencialidade das imagens de sensoriamento remoto para determinar a qualidade da água de lagoas localizadas em áreas de mineração de carvão na Região Sul do Estado de Santa Catarina, Brasil. Foram utilizadas duas imagens do satélite Landsat-5 sensor TM, adquiridas nos anos 1986 e 1996, duas imagens do sensor aerotransportado CASI obtidas no ano 1992 e dados de campo dos diferentes indicadores da qualidade da água, tais como valores de pH e concentrações de metais e sulfatos. Para tanto foram comparados os dados das imagens TM registrados em diferentes bandas espectrais, obtendo-se que a banda 2 (região do verde, entre 520 e 600 nm no espectro visível) permitiu uma melhor discriminação da água das lagoas estudadas. Os dados do sensor CASI da mesma banda (região do verde, entre 548 e 555 nm) possibilitaram obter um maior grau de diferenciação da qualidade da água. Estabeleceram-se também, relações empíricas através de modelos de regressão linear simples e múltipla, entre os dados remotos (Números Digitais) da imagem TM do ano 1996 e os dados de campo dos valores de pH e das concentrações de ferro (mg/l). Os resultados obtidos permitiram a elaboração, com os dados de pH preditos por um modelo de regressão linear múltipla, de um mapa temático dos valores de pH das lagoas utilizando como base de referência uma carta digital em escala 1:20.000. Por último, as imagens TM dos anos 1986 e 1996, foram submetidas a uma análise multitemporal que foi realizada através de diferentes métodos tais como: composições coloridas, análise de componentes principais e quociente de imagens. Dessa análise resultou que várias lagoas da área de estudo tinham experimentado mudanças na qualidade da água durante o intervalo de tempo considerado.

Palavras chaves: mineração de carvão, qualidade da água, sensoriamento remoto

ABSTRACT

GRACIANI, Silvio. *Application of the remote sensing images for evaluating some water quality parameter of artificial ponds in mining areas*. Florianópolis, 2000, 107 p.- Mastering (Mastership in Multipurpose Technical Cadastre), UFSC, Santa Catarina.

The objective of this research was to evaluate the potentiality of the remote sensing images to determine of the water quality of ponds located in coal mining areas in the southern part of Santa Catarina State, Brazil. Two satellite images were used from Landsat-5 sensor TM, acquired in the years 1986 and 1996, two images from sensor airborne CASI obtained in 1992 and field data of different indicators of the water quality, such as pH values and concentration of metals and sulfates. For so much the TM data registered in different bands were compared, which showed that the band 2 (segment of the green, between 520 and 600 nm in the visible spectrum) allowed a better discrimination of the water in the studied ponds. The CASI data of the same band (segment of the green, between 548 and 555 nm) made it easy to obtain a larger degree of differentiation of the water quality. Empiric relationships were also established through models of simple and multiple lineal regression, between the remote data (Digital Numbers) of the 1996 TM image and the field data of the pH values and of the iron concentrations (mg/l). The obtained results, along with the pH data predicted by a multiple lineal regression model, allowed the elaboration of a thematic map of the pH values of the ponds using as reference base a digital map in scale 1:20.000. Finally, the 1986 and 1996 TM images were submitted to a seasonal analysis that was carried out through different methods such as: colored compositions, principal components analysis and quotient of images. That analysis showed that several ponds in the studied area had gone through changes in the water quality during the considered period of time.

Key Words: mining of coal, water quality, remote sensing.

RESUMEN

GRACIANI, Silvio. *Aplicación de las imágenes de teledetección para evaluar algunos parámetros de la calidad de la agua de lagunas artificiales en áreas de mineración*. Florianópolis, 2000, 107 p.- Disertación (Maestrado en Catastro Técnico Multifinalitario), UFSC, Santa Catarina.

El objetivo de esta investigación fue evaluar la potencialidad de las imágenes de teledetección para determinar la calidad de la agua de lagunas ubicadas en áreas de mineración de carbón en la Region Sur del Estado de Santa Catarina, Brasil. Fueron utilizadas dos imágenes del satélite Landsat-5 sensor TM, adquiridas en los años 1986 y 1996, dos imágenes del sensor aerotransportado CASI obtenidas en el año 1992 y datos de campo de los diferentes indicadores de la calidad de la agua, tales como valores de pH y concentraciones de metales y sulfatos. Por lo tanto fueron comparados los datos de las imágenes TM registrados en diferentes bandas espectrales, obteniéndose que la banda 2 (region del verde, entre 520 y 600 nm en el espectro visible) permitió una mejor discriminación de la agua de las lagunas estudiadas. Los datos del sensor CASI de la misma banda (region del verde, entre 548 y 555 nm) posibilitaron obtener un mayor grado de diferenciación de la calidad de la agua. Se establecieron tambien, relaciones empíricas a traves de modelos de regresión lineal simple y múltiple, entre los datos de teledetección (Números Digitales) de la imagen TM del año 1996 y los datos de campo de los valores de pH y de las concentraciones de hierro (mg/l). Los resultados obtenidos permitieron la elaboración, con los datos de pH predecidos por un modelo de regresión lineal múltiple, de un mapa temático de los valores de pH de las lagunas utilizando como base de referencia una carta digital en escala 1:20.000. Por último, las imágenes TM de los años 1986 y 1996, fueron sometidas a una análisis multitemporal que fue realizada a traves de diferentes métodos tales como: composiciones color, análisis de componentes principales y cociente de imágenes. De ese análisis resultó que varias lagunas de la área de estudio tenían experimentado cambios en la calidad de la agua durante el intervalo de tiempo considerado.

Palabras claves: mineración de carbón, calidad de la agua, teledetección.

1 INTRODUÇÃO

A água cobre cerca de 74% da superfície do planeta, desse total 97,57% corresponde às águas oceânicas, 1,81% às geleiras, 0,61% às águas subterrâneas e só 0,01 % aos rios e lagos de água doce, não obstante, essa baixa porcentagem de água doce de rios e lagos tem uma grande importância para a humanidade. A água tem desempenhado ao longo de nossa história um papel decisivo para cada cultura e civilização. Embora a reserva mundial de água doce tenha se mantido mais ou menos imutável desde tempos pré-históricos, atualmente o mundo sofre a falta crônica de água. Através do constante aumento da demanda de água e de sua poluição como consequência da maior industrialização, urbanização e superpopulação, as reservas de água doce estão mudando para medidas preocupantes. Apenas 20 anos atrás, era impensável a compra de água em garrafas, hoje é uma realidade.

O iminente problema da escassez da água recai visivelmente no forte aumento de seu preço. Em muitos países, o índice do preço da água já ultrapassa com amplitude o índice de consumo. A água doce em comparação com outras importantes matérias primas, tais como: petróleo, cobre ou trigo, não pode ser substituída na maioria dos casos.

Um dos últimos relatórios do Banco Mundial determina que os custos para a abertura de um fluxo contínuo de água alcançaram tal tamanho que o preço da água doce num futuro próximo será duas até três vezes maior do que é agora. Um estudo da Associação Internacional para Suprimento de Água demonstra que os esforços feitos pelo mundo inteiro na preservação da água doce não puderam prevenir o constante aumento de seu consumo. Apesar da implementação das novas diretrizes para a proteção da água, estabelecidas pela Convenção Mundial de Água no começo dos anos 80, a média de consumo de água doce subiu 41,9%, sendo que a população cresceu no mesmo período de tempo 25,1%.

Infelizmente, essa tendência está subindo, e considerando que nos países em desenvolvimento a indústria se expande em combinação com o rápido crescimento da

população, existirá um efeito decisivo no suprimento de água. Portanto, a preservação da água doce será um dos grandes desafios no próximo século.

O Brasil concentra aproximadamente 20% das reservas mundiais de água doce. Na região Norte do Brasil, encontra-se a bacia do Rio Amazonas considerada a maior bacia hidrográfica do mundo por seu volume de água doce. Na região Centro-Oeste localiza-se a bacia do Rio Paraná, esta tem importância crucial na produção de energia hidráulica. Também, encontra-se nesta região a depressão do Pantanal Mato-Grossense que constitui uma zona de acumulação das águas do Rio Paraguai, sendo considerada, portanto, uma importante reserva de água doce. A região sudeste apresenta extensas áreas que pertencem às bacias hidrográficas dos Rios São Francisco e Paraná. Este último possui nesta região dois importantes afluentes, o Rio Grande e o Rio Tietê que apresenta suas águas muito poluídas como consequência do esgoto urbano e as descargas industriais. Na região Sul destacam-se os rios que compõem a bacia do Rio Paraná, entre eles o Rio Iguaçu que possui um grande potencial hidroelétrico. Além disso, nesta região encontra-se o Rio Uruguai, afluente do Rio da Prata, que é utilizado, também, para produzir energia hidroelétrica.

O estado de Santa Catarina apresenta nas regiões Sul e Extremo-Sul de seu território, cinco importantes bacias hidrográficas. Todas pertencem à Vertente Atlântica, tendo suas nascentes nos contrafortes da Serra Geral e drenando suas águas para o Oceano Atlântico. Duas dessas bacias, a do Rio Duna e a do Rio Mampituba, apresentam suas águas comprometidas pelos agrotóxicos utilizados nas lavouras de arroz irrigado. As restantes três bacias dos Rios Tubarão, Urussanga e Araranguá encontram-se poluídas em diferentes graus pela atividade de mineração do carvão que tem produzido uma drenagem ácida proveniente das minas ativas, das minas abandonadas, dos depósitos de rejeitos e das áreas de mineração a céu aberto, que transporta altas concentrações de metais, sulfatos e enxofre. Além disso, tem originado lagoas ácidas a partir das cavas deixadas pela mineração a céu aberto, transformando-se desta forma na principal causa de poluição das águas superficiais e dos lençóis freáticos.

A acidez da água na região carbonífera é produzida pela reação de oxidação e dissolução da pirita (FeS_2) a partir de sua combinação com oxigênio e água. A pirita está presente em grandes quantidades nos depósitos de rejeitos do carvão espalhados por

toda a região carbonífera. Ao oxidar-se a pirita forma-se ácido sulfúrico, ocasionando uma diminuição do pH da água que, por sua vez, determina uma maior dissolução de metais.

Historicamente a qualidade da água não foi percebida como um problema até o advento da revolução industrial e o rápido crescimento das cidades. Qualidade da água é um termo geral que indica se a água é utilizável para um determinado fim, tal como abastecimento público, recreação, irrigação, água de aquecimento, etc, portanto, o termo "qualidade" está relacionado ao uso ao qual a água vai ser submetida.

Tradicionalmente os meios mais comuns de estudo da qualidade da água, são as medições feitas em pontos específicos e a coleção de amostras em localizações discretas. Essas amostras são coletadas na superfície ou em diferentes profundidades dentro dos corpos de água, através de dispositivos específicos, para serem testadas física e quimicamente para medir os níveis dos diferentes indicadores da qualidade da água. As amostras só provêm dados de pontos discretos dentro dos corpos de água, enquanto que os pesquisadores estão geralmente interessados em examinar corpos inteiros.

O Sensoriamento Remoto (SR) cumpre um importante papel no estudo da qualidade da água, a visão sinóptica fornecida por ele dá aos pesquisadores indícios da dinâmica e as condições da qualidade da água. Além disso, permitem registrar mudanças no tempo, com o qual é possível mapear a distribuição temporal de um parâmetro da qualidade da água presente em áreas degradadas ou de alto risco ambiental. Não obstante, raramente os dados obtidos por SR são a única entrada para estudos da qualidade da água, geralmente eles são utilizados como auxiliares dos dados obtidos nas amostras de campo.

As aplicações de SR estão limitadas às características que podem ser observadas sobre a superfície e a diferentes profundidades dentro dos corpos de água, portanto, uma relação empírica entre um indicador da qualidade da água e as bandas espectrais do sensor remoto deve ser estabelecida para poder, então, inferir o estado da qualidade da água de um determinado corpo de água e mapear a distribuição e/ou a concentração de um determinado indicador da qualidade da água. Isto permite obter um mapa temático da qualidade da água que pode ser incluído dentro do conjunto de mapas temáticos que

formam o Cadastro Técnico Multifinalitário (CTM). Uma vez incluído, esse mapa pode ser relacionado com os mais diversos mapas temáticos, permitindo, então, a detecção e controle dos problemas ambientais.

Na Região Sul de Santa Catarina, especificamente no Município de Siderópolis, tem sido efetuado um conjunto de pesquisas, tais como a Tese de Doutorado de LOCH, R. (2000), as Dissertações de Mestrado de KELM (1999), KARNAUKHOVA (2000) e BORTOT (2000). Todas estas pesquisas têm abordado diferentes temas relacionados principalmente à Análise e Gestão Ambiental desta área degradada pela atividade de mineração do carvão, inclusive em todas elas se faz menção ao estado crítico de poluição das águas devido à exploração carbonífera. LOCH, R. (2000) em sua Tese de Doutorado fez um estudo da evolução das áreas de mineração a céu aberto, de 1956 até 1996, utilizando imagens de SR. Não obstante, em nenhuma dessas pesquisas, ou outras existentes, foi abordado um estudo sobre a qualidade da água das lagoas artificiais através do uso de imagens de SR.

Portanto, nesta pesquisa utilizou-se imagens de SR para testar sua aplicabilidade no estudo da qualidade da água de lagoas derivadas da mineração do carvão, na Região Carbonífera de Santa Catarina. A relevância da pesquisa está no desenvolvimento de metodologias para fiscalização e controle ambiental da qualidade da água em corpos de água provenientes da mineração.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a potencialidade do Sensoriamento Remoto para estudar a qualidade da água de lagoas localizadas em áreas de mineração de carvão.

1.1.2 Objetivos Específicos

- 1) Comparar os dados de Sensoriamento Remoto adquiridos nas diferentes bandas espectrais dos sensores utilizados, para escolher a banda que melhor descreve a qualidade da água;
- 2) estabelecer relações empíricas entre os dados de Sensoriamento Remoto e os dados de campo dos indicadores da qualidade da água, para predizer seus valores ou concentrações nos corpos de água da área em estudo;
- 3) mapear a distribuição e/ou concentração dos indicadores da qualidade da água presentes nas lagoas analisadas a partir das relações empíricas estabelecidas;
- 4) adaptar métodos de análise multitemporal de imagens de Sensoriamento Remoto para avaliar mudanças na qualidade da água das lagoas estudadas, durante o período de tempo considerado.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 QUALIDADE DA ÁGUA

2.1.1 Definições

Segundo ENGMAN e GURNEY (1991), qualidade da água é um termo geral que indica se a água é utilizável ou se o meio ambiente aquático, de oceanos, de rios, de lagos, de reservatórios e de aquíferos pode ser posto em perigo pela falta de tratamento dos resíduos domésticos, descargas industriais, pesticidas de uso agrícola, etc.

Para BORCHARDT e GRAHAM WALTON (1971), o termo qualidade da água, do ponto de vista do usuário, é utilizado para definir aquelas características químicas, físicas ou biológicas pelas quais ele avalia a aceitabilidade da água.

Também, segundo os mesmos autores o termo qualidade da água é uma expressão muito utilizada que possui um amplo espectro de significados. Cada indivíduo tem interesses próprios para o uso da água, tais como usos comerciais, industriais ou para recreação. Por exemplo, um agricultor pode declarar que a água é de boa qualidade para irrigar seus cultivos, enquanto, uma dona de casa considera a mesma água de baixa qualidade. Portanto, o termo qualidade da água pode ser considerado relativo ao uso que ela vai ter.

De acordo com GOWER (1980), a qualidade da água é ditada por um conjunto de interações, em vez que por qualquer fator operando isoladamente. Segundo este autor, os processos que contribuem para a qualidade da água podem ser melhor entendidos no âmbito de uma bacia hidrográfica. Esta consiste de cursos de água associados a uma área de drenagem e um complexo integrado de componentes abióticos e bióticos. A água durante sua passagem pela bacia vai adquirindo determinadas características devido a processos químicos, físicos e biológicos. O homem é a principal influência biótica que modifica a qualidade da água de uma bacia, diretamente através da descarga de poluentes e indiretamente mediante atividades tais como o ajuste no fluxo de água e construção de barragens.

Para TUCCI (1993), qualidade da água refere-se à quantificação de parâmetros físicos, químicos e biológicos da água e sua interação com os seus usos.

De acordo com LAURENTI (1997), os diversos agentes contaminadores podem produzir três tipos diferentes de poluição nos corpos de água:

- 1) Poluição Química: originada pela emissão de substâncias químicas orgânicas ou inorgânicas.
- 2) Poluição Física: produzida por grandes variações de vazão, temperatura da água e pela introdução de resíduos sólidos de granulometria variável.
- 3) Poluição Biológica: ocasionada pela emissão de organismos patogênicos, tais como: vírus, bactérias e parasitas.

Não obstante, segundo este mesmo autor, a poluição de um corpo de água apresenta-se geralmente em forma mista.

2.1.2 Indicadores da Qualidade da Água

Os indicadores da qualidade da água, podem ser classificados em específicos e não específicos. São considerados indicadores específicos, o pH, as concentrações de diversos metais em solução (ferro, manganês, alumínio, etc), a concentração de clorofila, a concentração de sedimentos em suspensão, entre outros.

O pH da água é um importante indicador da qualidade da água, segundo LAURENTI (1997), a medição do pH é um dos testes mais importantes para a caracterização físico-química de um corpo de água. Do ponto de vista ambiental é um parâmetro que determina o desenvolvimento da flora e a fauna aquática, o pH ótimo está situado entre 6 e 9. O pH representa uma escala logarítmica da concentração de íon hidrônio em solução. Essa escala de pH foi definida por SÖRENSEN em 1909 a partir da seguinte relação:

$$\text{pH} = -\log [\text{H}_3\text{O}^+] \quad (2.1.2.1)$$

Sendo: $[\text{H}_3\text{O}^+]$ a concentração de íon hidrônio em solução.

Entre os indicadores não específicos da qualidade da água temos a turbidância e a cor da água. Este último parâmetro, proporciona informação qualitativa acerca da produtividade biológica e a química geral de um determinado corpo de água.

A cor de um corpo de água pode ser verdadeira ou aparente. A cor verdadeira é causada por material dissolvido e colóides em solução. A cor aparente, por outro lado, é aquela geralmente observada, e é produzida pela reflexão da luz em partículas em suspensão ou no fundo do corpo de água. A diferença entre ambas as cores pode ser dada através do tamanho das partículas em suspensão, partículas com um tamanho menor que $0,1\ \mu\text{m}$ causam a cor verdadeira e partículas de maior tamanho (em geral maior que $1\ \mu\text{m}$) produzem a cor aparente.

Segundo LAURENTI (1997), a cor da água pode ser causada por processos de decomposição da matéria orgânica, pela presença de alguns íons metálicos como ferro ou manganês e por material em suspensão. Também, diversos elementos biológicos ou químicos em solução podem outorgar uma cor específica aos corpos de água. Por exemplo, a presença de algas e pigmentos associados produzem, segundo ENGMAN e GURNEY (1991), HAN (1997) e ANDERSON e ROBBINS (1998) uma cor verde nos corpos de água; o excesso de ferro dissolvido produz segundo O' CONNOR (1971), LAURENTI (1997) e ANDERSON e ROBBINS (1998) mudanças na cor da água, tornando-a marrom escura ou preta; além disso, a presença de bactérias oxidantes de ferro ocasionam uma cor vermelha nos corpos de água.

De acordo com CAMPBELL (1996), as propriedades espectrais de um corpo de água, tal como sua cor, são determinadas principalmente pela energia que é dispersa e refletida de dentro do corpo de água, a qual é conhecida como "reflexão de volume", porque acontece de uma certa profundidade, em vez de somente da superfície.

Segundo o mesmo autor, parte dessa energia refletida é dirigida à superfície do corpo de água, onde passa novamente à atmosfera. Essa luz, é a fonte principal da cor de um corpo de água. Portanto, devido a cor da água ser determinada pela reflexão de volume, as propriedades espectrais dos corpos de água são determinadas pela transmitância, em vez de acontecer só pelas características superficiais. Transmitância refere-se à fração da energia luminosa que atravessa uma coluna de água.

Por exemplo, o aumento das concentrações de alguns elementos em solução, tal como o ferro, mudam a transmitância do corpo de água, ver figura 1. Também, o aumento da concentração de ferro produz mudanças na absorvância do corpo de água, isto é mostrado na figura 2. Nessa figura pode-se observar como a absorvância é diretamente proporcional à concentração de ferro em solução. Segundo LAURENTI (1997), a absorvância pode ser relacionada à transmitância através da seguinte fórmula:

$$\text{Absorvância} = \log (1 / \text{Transmitância}) \quad (2.1.2.2)$$

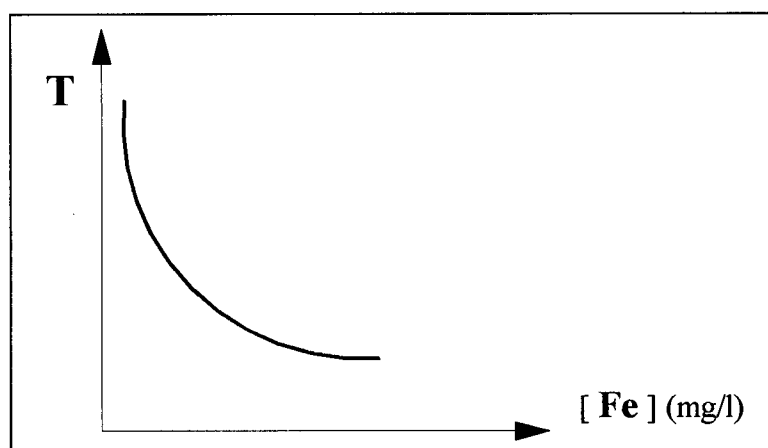


FIGURA 1: Efeito do aumento da concentração do ferro na transmitância.
Fonte: Adaptado de LAURENTI, A. (1997).

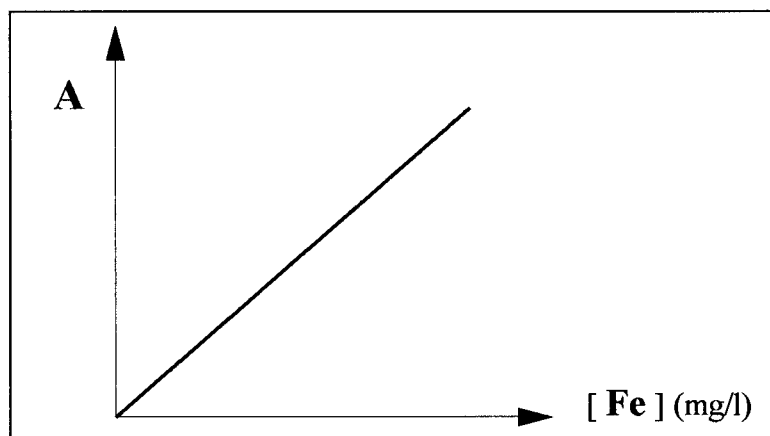


FIGURA 2: Efeito do aumento da concentração do ferro na absorvância.
Fonte: Adaptado de LAURENTI, A. (1997).

Impurezas, tais como sedimentos, mudam também as propriedades espectrais dos corpos de água. Ao aumentar a concentração de sedimentos, incrementa-se o brilho total do corpo de água na região visível do espectro e, portanto, este deixa de atuar como um objeto escuro.

2.2 POLUIÇÃO DA ÁGUA NAS ÁREAS DE MINERAÇÃO DE CARVÃO

2.2.1 Introdução

A poluição das águas nas áreas de mineração de carvão, pode ser produzida segundo IPH/UFRGS & FATMA (1981), por dois tipos de fontes poluidoras:

- 1) Fontes poluidoras pontuais;
- 2) Fontes poluidoras distribuídas.

São consideradas fontes poluidoras pontuais aquelas que apresentam um ponto de saída perfeitamente definido. Dentro deste tipo encontram-se as águas provenientes da drenagem das minas de sub-solo e dos lavadores de carvão.

As fontes poluidoras distribuídas são aquelas que não apresentam um ponto comum de reunião, sendo exemplos deste tipo de fontes poluidoras, as áreas de mineração a céu aberto e os depósitos de rejeitos.

As minas de sub-solo, ativas e passivas, produzem uma drenagem ácida que é produto da oxidação dos sulfetos de ferro, principalmente a pirita, com o ar em presença de água. Além da acidez, a drenagem das minas é poluída quimicamente pela adição de elevadas concentrações de sulfatos e de minerais, tais como ferro, alumínio, manganês, magnésio, cálcio, etc.

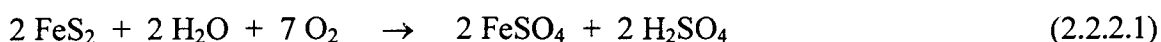
O processo de lavagem do carvão, nas minas ativas, emprega o método de separação por gravidade para remover impurezas tais como: cinzas, xistos e lentes de pirita, as quais são transportadas para os depósitos de rejeitos. Enquanto, os denominados finos de carvão (argila, silte e sedimentos) ficam suspensos na água de drenagem do lavador, produzindo sua poluição física. A poluição originada pelas áreas mineradas a céu aberto e pelos depósitos de rejeitos, é causada pela lixiviação* da pirita, presente em grandes quantidades nestas áreas e depósitos, ao entrar em contato com as águas pluviais. Isto origina um escoamento superficial ácido que atinge os corpos de água receptores.

* Lixiviação: processo de separação dos sais contidos em certas substâncias por meio de sua lavagem.

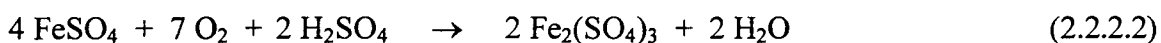
2.2.2 Mecanismo de Poluição da Água

Conforme comentado, a acidez da água nas áreas de mineração de carvão, é derivada da oxidação e dissolução da pirita (FeS_2) ao ser exposta ao oxigênio e a água, isto origina uma solução de ácido sulfúrico que produz a dissolução de vários metais. A quantidade de ácido formado nessa reação é função, segundo GOTHE (1986) apud BORTOT (2000), "da quantidade e do tipo de pirita contida nas jazidas de carvão, do tempo de contato, das características hidrogeológicas da área de mineração, do método de lavra empregado e do sistema de drenagem das águas percoladas". Geralmente as formas cristalinas da pirita são menos oxidáveis que as amórficas.

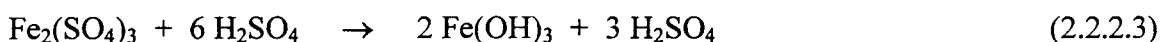
Segundo IPH/UFRGS & FATMA (1981) e JICA et al. (1997) a sequência das reações que acontecem ao oxidar-se a pirita é a seguinte:



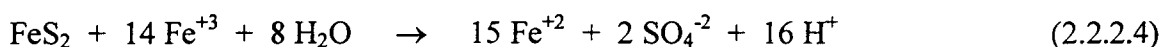
(Pirita) + (Água) + (Oxigênio) \rightarrow (Sulfato Ferroso) + (Ácido Sulfúrico)



(Sulfato Ferroso) + (Ácido Sulfúrico) \rightarrow (Sulfato Férrico) + (Água)



(Sulfato Férrico) + (Ácido Sulfúrico) \rightarrow (Hidróxido Férrico) + (Ácido Sulfúrico)



(Pirita) + (Ferro Férrico) + (Água) \rightarrow (Ferro Ferroso) + (Sulfato) + (Ácido)

Em síntese, pode-se dizer que as reações produzidas a partir da oxidação da pirita, (2.2.2.1) até (2.2.2.4), resultam na produção de sulfato ferroso e ácido sulfúrico. A solução de ácido sulfúrico formada favorece a dissolução de metais tais como ferro, alumínio, manganês, cálcio, magnésio, sódio, arsênio, cobre, cromo, níquel, zinco, etc; estes tornam-se solúveis em meios ácidos, sendo portanto transportados pela drenagem ácida da mina para os corpos de água receptores, os quais resultam poluídos, pelo fato destes metais, em concentrações elevadas, serem tóxicos para a vida aquática.

Por outro lado, o sulfato ferroso produzido é oxidado para sulfato férrico em presença de oxigênio. Segundo LUNDGREN et al. (1972) apud MARTINELLO (1998), esta reação de oxidação pode ser acelerada em até 10^6 vezes na presença de bactérias acidófilas, as quais atuam como catalisadores. O sulfato férrico formado é carregado pela drenagem ácida da mina até atingir um corpo de água receptor, onde é hidrolisado formando hidróxido de ferro, este, quando o pH da água for maior que 3, precipita-se dando a cor alaranjada ao sedimento do fundo dos corpos de água ácidos.

2.3 LEGISLAÇÃO BRASILEIRA SOBRE A ÁGUA

Os valores de pH e as concentrações de sulfatos e minerais, permitidas pela legislação ambiental vigente nos corpos de água e nos efluentes de uma fonte poluidora, estão regulamentados pelos padrões mostrados nas tabelas 1 e 2. Na Tabela 1, foram considerados os padrões ambientais para os corpos de água doce de classe 3, que segundo o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (1992) apud FOLETO (1995), são aqueles cujas águas estão destinadas a:

- 1) abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
- 2) irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- 3) dessedentar animais.

TABELA 1 - Padrões ambientais para os corpos de água doce de Classe 3.

ITEM	SANTA CATARINA	BRASIL
pH		6,0 a 9,0
Sulfatos (SO_4)	-	$\leq 250 \text{ mg/l}$
Alumínio (Al)	-	$\leq 0,1 \text{ mg/l}$
Arsênico (Ar)	$\leq 0,1 \text{ mg/l}$	-
Cobre (Cu)	$\leq 1,0 \text{ mg/l}$	$\leq 0,5 \text{ mg/l}$
Ferro solúvel (Fe)	-	$\leq 5,0 \text{ mg/l}$
Manganês (Mn)	-	$\leq 0,5 \text{ mg/l}$
Zinco (Zn)	$\leq 5,0 \text{ mg/l}$	$\leq 5,0 \text{ mg/l}$

Fontes: em Santa Catarina, Decreto número 14.250, de 05/06/81, da Legislação Ambiental do Estado de SC; no Brasil, Resolução número 20, de 18/06/86, do CONAMA, publicado no D.O.U. de 30/07/86.

TABELA 2 - Padrões ambientais de emissão de efluentes para qualquer tipo de fonte poluidora no Brasil.

ITEM	SANTA CATARINA	BRASIL
pH	6,0 a 9,0	5,0 a 9,0
Sulfatos (SO ₄)	-	-
Alumínio (Al)	-	-
Arsênico (Ar)	≤ 0,1 mg/l	-
Cobre (Cu)	≤ 0,5 mg/l	≤ 1,0 mg/l
Ferro solúvel (Fe)	≤ 15,0 mg/l	≤ 15,0 mg/l
Manganês (Mn)	≤ 0,005 mg/l	≤ 1,0 mg/l
Zinco (Zn)	≤ 1,0 mg/l	≤ 5,0 mg/l

Fontes: em Santa Catarina: Decreto número 14.250, de 05/06/81, da Legislação Ambiental do Estado de SC; no Brasil: artigo 21 da resolução 20, de 18/06/86, do CONAMA, publicado no D.O.U. de 30/07/86.

2.4 CADASTRO TÉCNICO MULTIFINALITARIO

2.4.1 Definição

Analisando as definições de Cadastro Técnico Multifinalitário (CTM) dadas por diferentes autores, tais como: BLACHUT (1974), LOCH (1984), PHILIPS (1996) e KARNAUKHOVA (2000), pode-se concluir que o CTM é um sistema integrado de informações sobre a terra que caracteriza ou identifica uma determinada área de interesse. O CTM contém a descrição geométrica das parcelas, as quais constituem sua unidade fundamental, junto com registros que descrevem os interesses sobre estas. Além disso, possui um conjunto de informações atualizadas, representadas por mapas temáticos que foram executados por uma equipe de técnicos das diferentes áreas afins.

2.4.2 Mapa Temático

De acordo com LOCH, R. (2000) um mapa temático pode ser definido como sendo um mapa que representa um determinado elemento ou fenômeno que acontece no espaço físico.

Para JOLY (1990), os mapas temáticos são realizados através do auxílio de símbolos qualitativos e/ou quantitativos dispostos sobre uma base de referência, geralmente extraída de um mapa topográfico.

2.5 SENSORIAMENTO REMOTO

2.5.1 Definição

Analisando as várias definições de Sensoriamento Remoto, dadas por diferentes autores, tais como: AMERICAN SOCIETY OF PHOTOGRAMMETRY (1975) apud LILLESAND e KIEFER (1987), CAMPBELL (1996) e NOVO (1998), é possível identificar em todas elas como elemento comum de Sensoriamento Remoto: *a aquisição de dados sobre objetos ou fenômenos à distância, isto é, sem entrar em contato com eles*, apesar de incompleta, essa definição esclarece a idéia central de SR.

Nesta pesquisa, o termo SR ficou restrito à aquisição de dados dos corpos de água a partir da energia eletromagnética refletida por eles, objetivando a detecção de suas características espectrais, tal como sua cor. Neste contexto, a definição de CAMPBELL (1996) é a mais representativa quando define SR como: "A prática de derivar informação sobre as superfícies de água e solo da terra, utilizando imagens adquiridas de uma perspectiva aérea, utilizando radiação eletromagnética em uma ou mais regiões do espectro eletromagnético, refletida ou emitida pela superfície da terra".

2.4.2 Breve Histórico do Sensoriamento Remoto

Alguns autores colocam a origem de Sensoriamento Remoto ligada ao desenvolvimento dos sensores fotográficos. A American Society of Photogrammetry (ASP) em 1975, dividiu a história de Sensoriamento Remoto em dois períodos principais, o período de 1860 a 1960 no qual o Sensoriamento Remoto era baseado na utilização de fotografias aéreas e o período de 1960 até hoje caracterizado pela multiplicidade de sistemas sensores.

Em 1822, o francês NIEPCE obteve a primeira imagem fotográfica. Em 1839, DAGUERRRE publicou os resultados de seus experimentos com substâncias químicas fotográficas, desenvolvendo um processo de fixação da imagem.

Em 1858 foram tiradas as primeiras fotografias aéreas a partir de um balão, essas imagens aéreas da superfície da terra enquadraram-se dentro da definição já vista de Sensoriamento Remoto.

O passo seguinte foi o uso de aeroplanos como plataformas volantes para obter fotografias aéreas, sendo que a primeira fotografia aérea foi tirada em 1910 de um aeroplano pilotado por WRIGHT.

A I Guerra Mundial (1914-1918) marcou o início da aquisição de fotografias aéreas como uma rotina básica. Durante a guerra foram desenvolvidos muitos instrumentos para fotogrametria aérea, como por exemplo o sistema Multiplex, usado na restituição de fotografias aéreas. Nessa época, muitas pessoas foram treinadas nas atividades de aquisição, processamento e interpretação de fotografias aéreas. Depois da guerra muitos destes indivíduos converteram-se em pioneiros na aplicação de fotografias aéreas em atividades civis.

Durante a II Guerra Mundial (1939-1945) verificou-se a utilização de imagens obtidas em outras regiões do espectro eletromagnético, além do visível. Os maiores avanços ocorreram nas regiões do infravermelho e das microondas.

Durante a época da denominada "guerra fria" ocorreram avanços teóricos e práticos na aquisição de imagens de Sensoriamento Remoto utilizando a região não visível do espectro eletromagnético. Nessa época um trabalho muito importante dentro da área civil foi publicado por COLWELL (1956), intitulado "Aplicação do filme infravermelho colorido (mais conhecido como filme para detectar camuflagens) em problemas de identificação de cultivos de cereais pequenos e suas pragas". Outro fato muito importante nesta década de 50 foi o lançamento pelos Russos do primeiro satélite artificial da terra, o SPUTNIK-1, em 1957.

A partir de 1960 uma série de importantes desenvolvimentos ocorreram em rápida seqüência. O primeiro satélite meteorológico, o TIROS-1, é lançado em 1960. Nesse período alguns instrumentos de uso militar foram liberados para aplicações civis, principalmente aqueles que faziam observações de objetos usando regiões fora do espectro visível, como o infravermelho e as microondas. Foi nessa época que Evelyn PRUIT pesquisador da U.S. Navy's Office of Naval Research, utilizou pela primeira vez o termo "Sensoriamento Remoto". Em 1972 foi lançado o LANDSAT-1 o primeiro satélite de órbita terrestre desenvolvido para observação da superfície da terra. As imagens LANDSAT permitiram a disponibilidade de dados multiespectrais de grandes regiões da superfície terrestre.

Em 1980 pesquisadores da Jet Propulsion Laboratory (JPL) dos Estados Unidos (U.S.), com o apoio da National Aeronautics and Space Administration (NASA), iniciaram o desenvolvimento de instrumentos de obtenção de imagens da terra com um nível de detalhes sem precedentes, foi o surgimento dos sensores "hiperespectrais", assim denominados porque coletavam dados em mais de 60 canais espectrais, entre eles podemos mencionar o Airborne Visible-Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS) desenvolvido pela NASA e a JPL dos Estados Unidos (U.S.), no ano 1987 e o Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI) desenvolvido no Canadá, no ano 1990.

Dois dos principais sensores multiespectrais utilizados na década de 1980 foram o Thematic Mapper (TM) instalado nos satélites Landsat 4 e 5 de origem estadunidense, lançados nos anos 1982 e 1984 respectivamente, e o High Resolution Visible (HRV) dos satélites SPOT 1 e 2 da França, lançados nos anos 1986 e 1988 respectivamente. Já na década de 1990, foi lançado o sensor Modular Optoelectronic Multispectral Scanner (MOMS) de origem Alemã que foi transportado pela estação espacial PRIRODA da Rússia, no ano 1996, além disso, foram lançados os seguintes satélites de observação da terra: IRS-1 da Índia, no ano 1996, o satélite SPOT-3 da França, no ano 1993, o satélite Landsat-7 dos Estados Unidos, no ano 1998 e o satélite IKONOS da mesma origem, no ano 1999. Também, nessa mesma década, foram lançados satélites que utilizavam sensores de microondas ativos denominados sistemas radares, tal é o caso dos satélites: ALMAZ (Rússia) lançado em 1991, ERS-1 (Europa) lançado em 1991, JERS-1 (Japão) lançado em 1992, SIR-C (Estados Unidos) lançado em 1994 e RADARSAT (Canadá) lançado em 1995.

2.4.3 Avaliação da Qualidade da Água através de Sensoriamento Remoto

De acordo com ENGMAN e GURNEY (1991), o SR cumpre um importante papel na avaliação da qualidade da água e no gerenciamento de estratégias para sua conservação. As fontes de poluição são mais facilmente identificáveis, especialmente quando são plumas de contaminação ou canais de descarga dentro de lagos e rios. Também, as fontes de poluição não pontual podem ser melhor avaliadas por SR, principalmente quando se considera sua distribuição espacial.

Os mesmos autores sustentam que as aplicações de SR na determinação da qualidade da água estão limitadas àquelas características que podem ser observadas, e portanto, existe um limite para as características da qualidade da água que podem ser detectadas. Portanto, uma relação empírica entre um parâmetro da qualidade da água e uma ou mais bandas espectrais do sensor remoto, deve ser estabelecida para derivar o estado de um determinado corpo de água. Parâmetros da qualidade da água tais como: cor, turbidância e concentração de sedimento suspensos (CSS) têm sido utilizados com sucesso em muitas aplicações do SR para avaliar a qualidade da água.

RITCHIE et al. (1984) apud ENGMAN e GURNEY (1991), utilizaram para seus estudos da qualidade da água, imagens do satélite Landsat e amostras de CSS do lago Chicot, Arkansas. Para tal fim, empregaram as bandas 1, 2, 3 e 4 do sensor TM, as quais contém informação relacionada a CSS próximo à superfície. Não obstante, foi com a banda 3, (0,63-0,69) μm , que encontraram a máxima correlação linear entre refletância e o indicador da qualidade da água utilizado.

Para HILL et al. (1979), os dados de satélite podem ser úteis para avaliar a qualidade da água, devido às características espectrais dos corpos de água, tais como, a cor, a qual pode ser diferenciada através dos dados de SR e então correlacionada com indicadores específicos da qualidade da água que não podem ser recenseados remotamente, tais como pH ou oxigênio diluído.

Para BLACKWELL (1979), a detecção remota da poluição da água pode ser feita porque muitos poluentes produzem mudanças na cor, na temperatura ou em outras características da superfície da água. Segundo este autor, as imagens Landsat têm

confirmado sua habilidade para detectar variações da cor da água e em muitos casos para relacionar estas a poluentes específicos.

De acordo com LIEDTKE et al. (1995), as técnicas de SR multiespectral têm sido utilizadas para identificar ou medir numerosos parâmetros da qualidade da água, não obstante, o sucesso de um estudo pode ser limitado pela resolução espacial, espectral ou temporal de um sensor, e além disso, pelas influências atmosféricas. Para o mesmo autor, o sensor TM do satélite Landsat, pode prover uma opção viável em alguns estudos da qualidade da água, porque o sensor apresenta três canais discretos sem superposição dentro do espectro visível.

CAIRNS et al. (1997), sustentam que através do emprego das diferentes bandas espectrais dos sistemas sensores pode-se obter a assinatura espectral dos indicadores da qualidade da água que influenciam na radiação eletromagnética refletida pelos corpos de água.

Para SABINS (1996), o sistema sensor do satélite Landsat, pode registrar a cor de um corpo de água na região visível do espectro, devido ao material em suspensão presente no mesmo.

De acordo com FALCONER et al. (1979), as imagens do satélite Landsat são uma excelente fonte de dados sinópticos, indicativos da dinâmica e as condições da qualidade da água. Segundo este autor, as propriedades visíveis dos corpos de água nas imagens do sensor MSS, bandas 4 e 5, são devido à turbidância inorgânica da água.

Segundo OLBERT et al. (1994), informações de valor sobre a qualidade da água podem ser obtidas com os dados de SR, porque os volumes de água superficiais e sub-superficiais de lagos e rios, mostram uma assinatura espectral característica que pode ser modificada por diferentes poluentes. Também, através dos dados de SR, partículas sólidas e clorofila em água clara têm sido identificadas. Para os mesmos autores, as técnicas de SR têm sido utilizadas com sucesso para mapear a qualidade da água da superfície dos corpos de água.

ANDERSON e ROBBINS (1998), desenvolveram uma técnica para discriminar espectralmente os córregos ácidos dos neutros, baseando-se nas características de refletância de precipitados de ferro presentes nos corpos de água ácida. Além disso, utilizaram dados espectrais de campo e imagens de um Sistema de Vídeo Multiespectral Digital Aerotransportado, de 4 canais espectrais, de largura variável que imageiava na região do espectro compreendida entre 350 nm e 900 nm.

Estes pesquisadores perceberam que os precipitados ácidos aumentavam a refletância do corpo de água na região do espectro compreendida entre 650 nm e 750 nm, isto é, no vermelho e no infravermelho próximo. O contrário acontecia com os corpos de água sem presença de precipitados ácidos, isto é, os neutros, os quais mostraram uma refletância menor nesta porção do espectro.

2.4.4 Monitoramento da Qualidade da Água através de Sensoriamento Remoto

Para ENGMAN e GURNEY (1991), um monitoramento econômico de grandes áreas só pode ser feito através do uso de imagens de SR. Também, segundo estes autores, as séries de dados Landsat podem prover mapas com informações espaciais e temporais precisas sobre a cor dos corpos de água, as quais podem ser relacionadas a indicadores específicos da qualidade da água.

Segundo RITCHIE et al. (1984) apud ENGMAN e GURNEY (1991), os dados do satélite Landsat podem prover as agências de preservação ambiental, de um meio para monitorar a qualidade da água em pequenos corpos de água. Portanto, o monitoramento das mudanças em lagos e reservatórios, assim como o gerenciamento dos recursos da água podem ser beneficiados com a utilização de dados de SR.

Para HILL et al. (1979), SR pode ser considerado um recurso útil para o monitoramento da qualidade da água. Segundo o mesmo autor, os dados multitemporais do satélite Landsat cumprem um importante papel na detecção da distribuição da cor da água em diferentes corpos de água.

De acordo com MUNDAY et al. (1979), as medições de parâmetros da qualidade da água através do uso das imagens do satélite Landsat, são muito úteis para programas de monitoramento, porque constituem um método prático e econômico para determinar a qualidade da água em grandes e/ou numerosos corpos de água.

LAVERY et al. (1993) apud CAIRNS (1997), sustentam que os dados providos pelo sensor TM do satélite Landsat, têm a resolução necessária para o monitoramento de reservatórios de água.

Segundo CHUVIECO (1996), uma das principais aplicações de SR para o estudo do meio ambiente é sua capacidade para seguir processos dinâmicos. Por tratar-se de dados fornecidos por um sensor situado em uma órbita estável e repetitiva, as imagens de SR são de grande importância no estudo de mudanças que acontecem sobre a superfície terrestre, sejam estas de origem natural ou antrópico.

De acordo com o mesmo autor, um ponto importante ao fazer-se uma análise multitemporal com imagens de SR, é que o sensor empregado ministre uma cobertura periódica sobre uma determinada área de estudo, utilizando sempre a mesma resolução espectral e em condições de observação semelhantes, tais como: altura de vôo, ângulo solar, calibração dos sensores, hora de imageamento e época do ano.

Para LOCH, R. (2000), a combinação de imagens de SR obtidas em diferentes épocas fornece informações sobre as mudanças numa determinada área. No caso de uma análise multitemporal, é importante utilizar imagens de um mesmo sensor, isto é, com igual resolução espacial, espectral e radiométrica, além disso, é importante empregar imagens obtidas em "datas de aniversário", isto é, no mesmo dia de diferentes anos. Não obstante, isto não é estrito, a idéia é utilizar imagens obtidas na mesma estação de diferentes anos para minimizar as diferenças de refletância produzidas por mudanças sazonais das cobertas, umidade do solo e diferenças no ângulo solar.

JENSEN (1986) apud LOCH, R. (2000), recomenda que a análise multitemporal de uma determinada área através de SR, deve ser feita utilizando imagens obtidas por um sensor remoto que apresente as seguintes características:

- 1) um período sistemático de recobrimento da área estudada;
- 2) registre as imagens na mesma hora do dia, para minimizar os efeitos do ângulo solar;
- 3) mantenha a mesma escala e ângulo de visada;
- 4) obtenha as imagens empregando os mesmos canais espectrais.

RUGGLES et al. (1979), sustentam que entre os benefícios que produz o emprego de dados de SR em estudos hidrológicos incluem-se:

- 1) monitoramento da qualidade da água;
- 2) dinâmica de turbidância;
- 3) análise de CSS.

Para CAMPBELL (1979), os planejadores necessitam de informação atual, precisa, facilmente reproduzível e relativamente econômica para utilizá-la na implementação de práticas de gerenciamento da qualidade da água. Tais informações com essas características podem ser providas pelas imagens de SR.

Portanto, o monitoramento de uma determinada área de interesse, através da interpretação de séries temporais de imagens de SR, permite gerar mapas para cada época. Estes mostraram o que aconteceu na área de estudo em cada data de imagem considerada, sendo possível verificar as ações antrópicas sobre o meio natural, como, por exemplo, a drenagem ácida das áreas de mineração do carvão, provendo assim uma base para que as agências ambientais possam fazer o gerenciamento da qualidade da água.

2.4.5 Efeitos da Atmosfera nos Dados de Sensoriamento Remoto

Na opinião de LIEDTKE et al. (1995), o principal fator limitante dos sensores a bordo de satélites para estudos da qualidade da água, é que eles foram desenvolvidos para aplicações sobre a superfície dos solos. As propriedades dos solos e suas cobertas refletem muito mais que as propriedades aquáticas, e além disso, os sensores geralmente são calibrados para registrar as propriedades de maior refletância. Portanto, a faixa de valores de brilho disponível para realizar estudos da água é frequentemente menor e mais estreita, além de sofrer uma influência atmosférica maior que no caso dos solos.

De acordo com CAMPBELL (1996), a atmosfera modifica as propriedades espectrais da radiação incidente e da refletida. Embora a influência atmosférica esteja também presente nas imagens de SR das superfícies dos solos, ela assume um significado especial em estudos hidrológicos, já que esses estudos dependem freqüentemente de diferenças espectrais pequenas e também porque a informação hidrológica é obtida a partir dos comprimentos de onda menores, os quais são mais facilmente dispersos pela atmosfera, produzindo a denominada dispersão Rayleigh.

Também, o mesmo autor sustenta que nas imagens de satélite, os corpos de água são tipicamente escuros, portanto, deve-se trabalhar com uma faixa de valores de brilho muito restrita em relação àquela disponível para estudos das superfícies dos solos, ver figura 3.

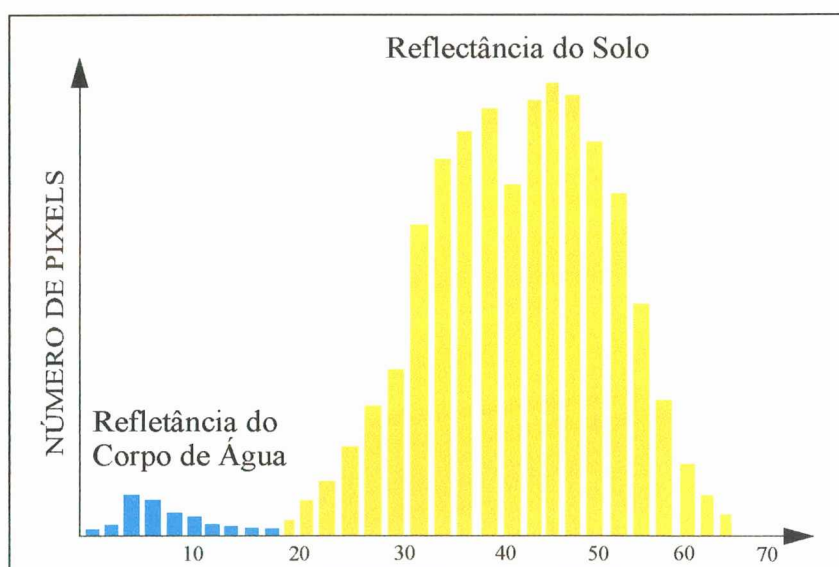


FIGURA 3: Faixa de valores de brilho.
Fonte: Adaptado de CAMPBELL, J.B. (1996).

Segundo OLBERT et al. (1994), as imagens obtidas de sensores instalados em satélites, são afetadas por processos de dispersão e absorção atmosférica, portanto, torna-se desejável aplicar correções atmosféricas sobre as imagens de satélite. Não obstante, os dados de SR obtidos através de sensores transportados por aviões, denominados sensores aerotransportados, são coletados geralmente a uma altura de vôo em cima de 2000 metros sobre o nível do solo, onde, segundo os mesmos autores, as correções radiométricas são tão pequenas que podem ser desprezadas.

2.5 MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA

2.5.1 Definição e Tipos

Segundo TUCCI (1997), "um modelo é a representação de algum objeto ou sistema, numa linguagem ou forma de fácil acesso e uso, com o objetivo de entendê-lo e buscar suas respostas para diferentes entradas".

Tipos de modelos:

- 1) Físicos: representam um sistema através de um protótipo em escala menor.
- 2) Analógicos: aproveitam-se da analogia que existe entre equações que regem diferentes fenômenos para modelar o sistema desejado.
- 3) Matemáticos: são aqueles que representam um sistema através de equações matemáticas. A vantagem destes modelos é que são muito versáteis e a principal desvantagem é a discretização de processos contínuos.

Os modelos matemáticos por sua vez, podem ser sub-divididos em:

- 1) determinísticos;
- 2) estocásticos.

Para DOOGÉ (1973) apud TUCCI (1997), um modelo é considerado determinístico, quando para uma mesma entrada o modelo produz sempre a mesma saída, e é considerado estocástico quando o relacionamento entre a entrada e a saída é aleatório.

Também, segundo TUCCI (1997), os modelos matemáticos podem ser subdivididos em:

- 1) conceituais: são aqueles onde, as funções utilizadas para sua elaboração, dependem dos processos físicos envolvidos.
- 2) empíricos: são aqueles nos quais se ajustam os valores calculados aos dados observados, através de funções que não tem nenhuma relação com os processos físicos envolvidos.

Segundo BRAGA (1995), os modelos estocásticos, também denominados empíricos - estatísticos, são aqueles que utilizam uma amostragem de dados tanto da variável dependente como das variáveis independentes para determinar os coeficientes do modelo através de alguma técnica estatística.

De acordo com JAMES (1980) apud GOWER (1980), os modelos estatísticos são baseados em análises de regressão que relacionam concentrações de um determinado elemento, dentro de um corpo de água, com outras variáveis. Uma equação de regressão linear múltipla típica tem a seguinte forma:

$$Y = a \pm b_1 X_1 \pm b_2 X_2 \pm \dots \pm b_n X_n \pm \varepsilon_i \quad (2.6.1.1)$$

Onde: **Y** é a concentração média predita do elemento estudado dentro de um corpo de água, a partir dos valores particulares das variáveis independentes **X_i**;

X_i variáveis independentes;

a constante;

b_i coeficientes de regressão;

ε_i termo do erro aleatório que faz com que **Y** não possa ser predita exatamente.

Segundo o mesmo autor, a relação a ser estabelecida para um determinado corpo de água, emprega análise de regressão linear múltipla dos dados medidos do elemento estudado. Este modelo estatístico tem a vantagem de ser matematicamente simples e de requerer um mínimo de dados. A principal desvantagem é que o modelo só pode ser empregado para interpolação, isto é, para explorar combinações das variáveis independentes dentro das faixas de valores observados; extrapolações fora dessa faixa de valores não são válidas.

Para VANLESBERG (1998)*, um modelo de regressão é uma maneira de expressar formalmente os aspectos essenciais da relação estatística entre as variáveis envolvidas.

De acordo com LIEDTKE et al. (1995), muitos pesquisadores têm utilizado técnicas de regressão para estimar uma variedade de parâmetros da qualidade da água com variado grau de sucesso. Os mesmos autores sustentam que as diferentes respostas obtidas por SR, para várias concentrações de distintos constituintes suspensos na água, podem ser resumidas diretamente por equações de regressão múltipla. Modelos de regressão múltipla para prever concentrações de diferentes indicadores da qualidade da água, foram desenvolvidos entre os dados de campo medidos para esses indicadores num corpo de água, considerados como variável dependente, e os valores de refletância representados pelos Números Digitais (NDs) dos diferentes canais do sensor remoto empregado, considerados como variáveis independentes.

RUIZ-AZUARA (1995), calculou modelos de regressão linear simples e múltipla, utilizando como variável dependente os dados dos indicadores da qualidade da água obtidos em um determinado corpo de água e como variável independente os ND médios dos pixels pertencentes aos campos de treinamento marcados sobre o mesmo corpo de água.

Segundo ENGMAN e GURNEY (1991), muitos pesquisadores tais como ROGERS et al. (1976), SCARPACE et al. (1978) e KHORRAM (1987), desenvolveram equações de regressão entre parâmetros da qualidade da água e os valores de radiância média dos diferentes canais Landsat.

Os mesmos autores sustentam que comumente essas relações empíricas são desenvolvidas para corpos de água específicos, portanto, tais equações empíricas só podem ser utilizadas nos corpos de água dos quais derivam.

* VANLESBERG, S. Capítulo 7: Regresión y correlación. Apontes da disciplina Estadística, Santa Fe - Argentina, 1998.

3 ÁREA DE ESTUDO

3.1 LOCALIZAÇÃO

A área de estudo está localizada na porção Central da sub-bacia do Rio Fiorita e possui mais de 20 lagoas artificiais derivadas da mineração a céu aberto, espalhadas em uma área de aproximadamente 18 km². Conforme os limites políticos, essa área pertence ao Município de Siderópolis localizado no Sul do Estado de Santa Catarina, Brasil. Esse Município faz parte da Associação dos Municípios da Região Carbonífera (AMREC). A cidade de Siderópolis dista 14 km da Cidade de Criciúma e 210 km da Cidade de Florianópolis, Capital do Estado de Santa Catarina, ver figura 4.



FIGURA 4: Localização da área de estudo.

Na porção central da sub-bacia do Rio Fiorita se praticou em grande escala por mais de 50 anos o método de mineração de carvão a "céu aberto", até o ano 1983. Nesse local, principalmente nas áreas baixas próximas ao Rio Fiorita, as camadas de carvão localizavam-se, geralmente, a menos de 30 m de profundidade. Essas jazidas de carvão ficavam descobertas pela remoção, através do uso de grandes máquinas, de toda a cobertura de solos e rochas que se encontravam acima dela, sem nenhuma recuperação dos terrenos, sendo responsável, portanto, pela destruição de terras férteis.

Segundo IPH/UFRGS & FATMA (1981), a área central da sub-bacia do Rio Fiorita encontra-se profundamente alterada em relação a sua situação natural, pois seu relevo, seu recobrimento vegetal e as camadas de solos foram totalmente modificadas pela extração de carvão a céu aberto.

A remoção de material produzida pela mineração, originou pilhas de material estéril dispostas em linhas paralelas e cavas de mineração. Tais cavas foram preenchidas pelas águas das vertentes e chuvas que entraram em contato com os rejeitos de carvão que continham pirita, dando origem assim às lagoas artificiais.

Hoje, devido ao esgotamento das jazidas de carvão próximas à superfície, este método de mineração é praticado em menor escala e sob a fiscalização dos Órgãos Ambientais. Esses Órgãos, como a Fundação do Meio Ambiente (FATMA) de Santa Catarina, fiscalizam para que as diferentes camadas sejam separadas durante o processo de lavra a céu aberto, evitando assim que os horizontes férteis sejam soterrados. Também, atualmente são exercidos controles sobre a disposição dos rejeitos do carvão mineral. De acordo com BORTOT (2000), os depósitos de rejeitos devem obedecer um padrão técnico planejado e aprovado pelo órgão licenciador, isto é, os rejeitos devem ser depositados em forma de bancadas, compactados para evitar infiltração, cobertos por uma capa de argila com um sistema de drenagem superficial e por último deve implantar-se vegetação herbácea para fixar os taludes.

Nos mapas temáticos obtidos para esta área por LOCH, R. (2000), a partir da fotointerpretação de fotografias aéreas tiradas nos anos 1956, 1978 e 1996, é possível observar a evolução da área de mineração durante esse período de tempo, ver figura 5.a e 5.b. A figura 5.a mostra as mudanças observadas na área de mineração no ano 1978

em relação ao ano 1956. Para o ano 1978, observa-se que houve um importante aumento da área minerada a céu aberto, a qual se estendeu para o noroeste da área de estudo. Além disso, existiu um aumento considerável dos depósitos de rejeitos e das pilhas de estéreis de mineração. Foi, também, durante esse intervalo de tempo (1956-1978), que surgiram a maioria das lagoas artificiais presentes na atualidade. Já, a figura 5.b mostra as mudanças observadas na última data considerada, ano 1996, em relação ao ano 1978. Pode-se observar nessa figura, que a mineração se estendeu para o leste da área de interesse, produzindo o surgimento de novas lagoas artificiais. Entretanto, durante este último período (1978-1996), observa-se, também, o surgimento de vegetação espontânea e reflorestamento com eucaliptos nas áreas de estéreis que apresentaram condições para tal.

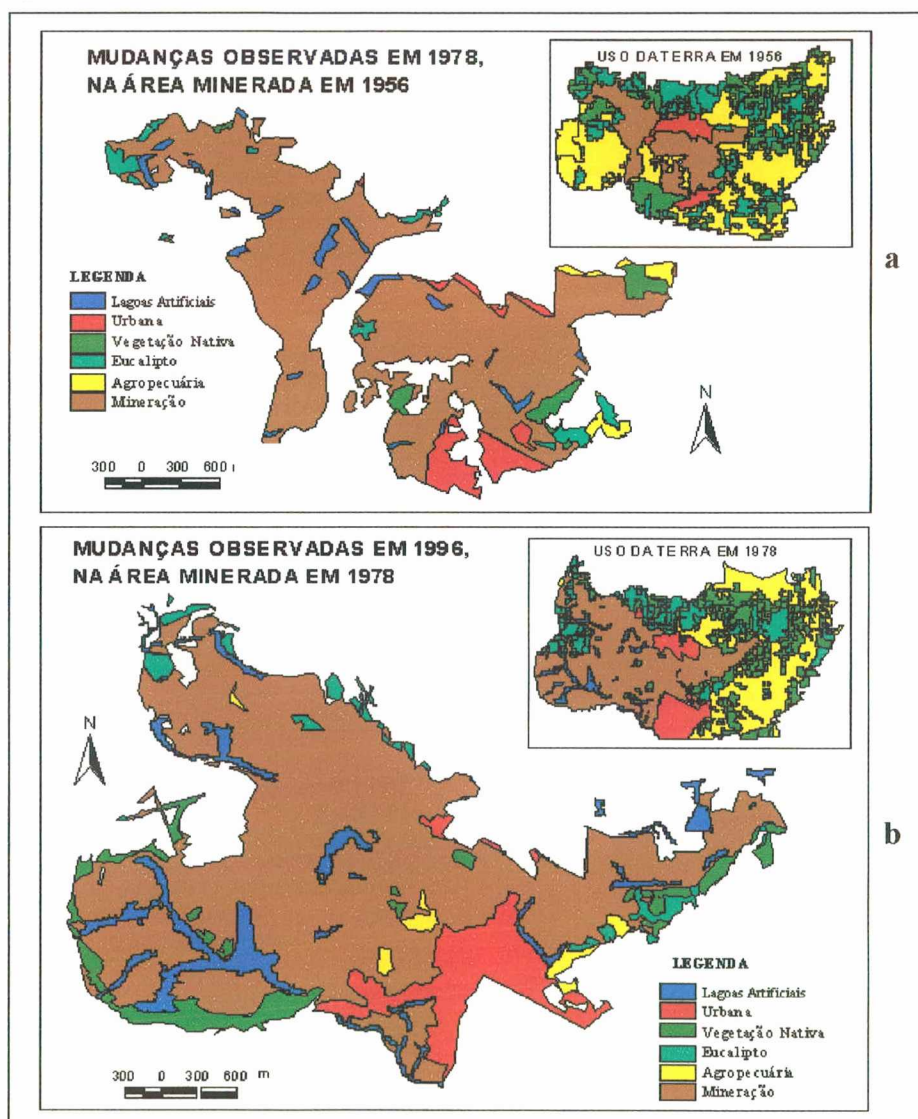


FIGURA 5: Mudanças observadas na área de mineração. **a:** entre 1956 e 1978 e **b:** entre 1978 e 1996.

Fonte: LOCH, R. (2000).

3.1.1 Lagoas Artificiais Estudadas

A figura 6, mostra a localização das lagoas estudadas (em cor escura) dentro da área central da sub-bacia do Rio Fiorita. É preciso esclarecer que duas das lagoas analisadas nesta pesquisa (LM-01 e LM-02) ficavam na sub-bacia do Rio Morozini, localizada ao norte da primeira. Não obstante, foram consideradas porque obtiveram-se dados de campo da lagoa LM-02, para o ano 1996, além disso, essas lagoas tiveram uma origem semelhante às lagoas localizadas na sub-bacia do Rio Fiorita. Cada lagoa considerada neste trabalho, foi identificada com as letras LF (Lagoa Fiorita) ou LM (Lagoa Morozini) seguidas de um determinado número.

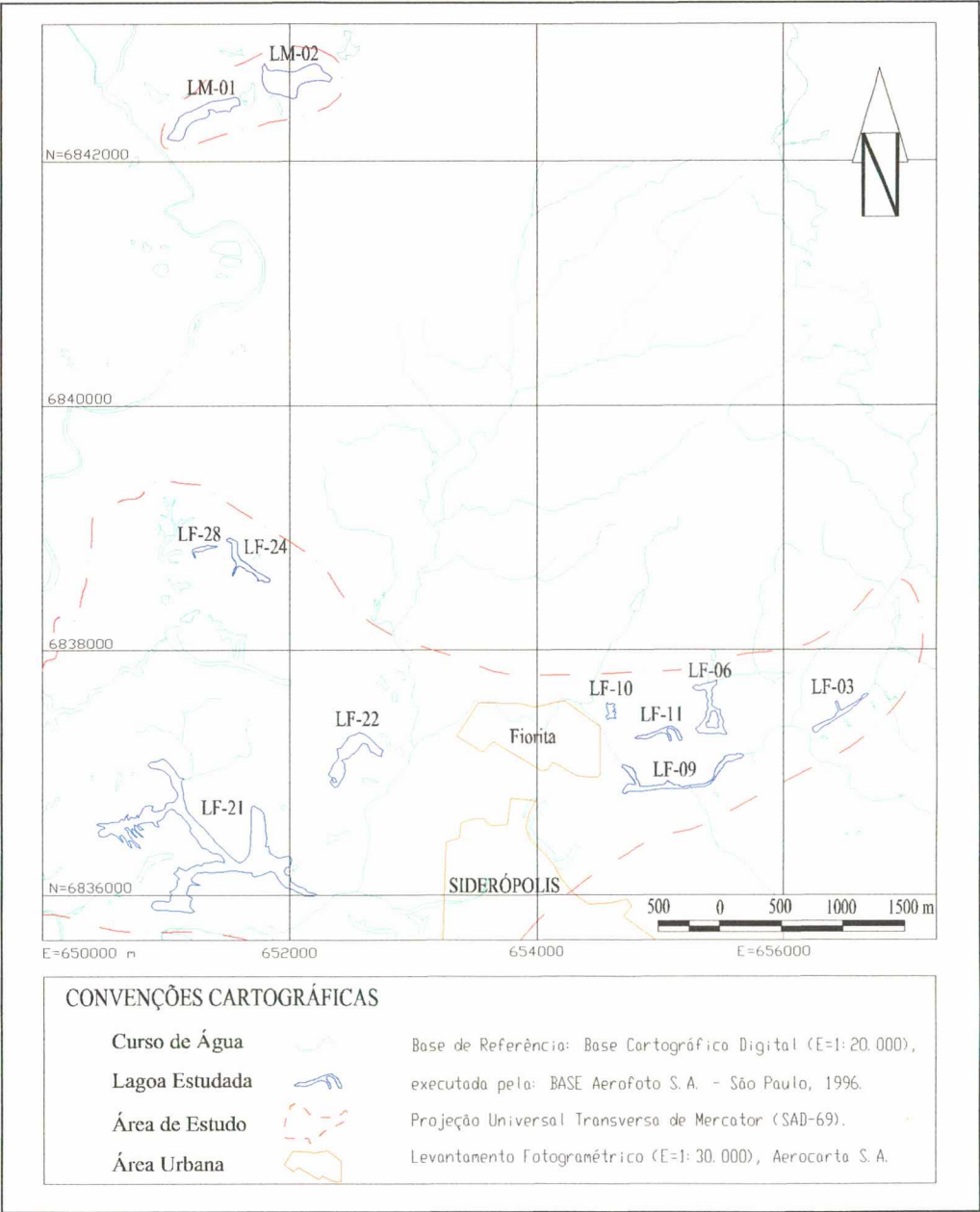


FIGURA 6: Localização das lagoas estudadas.

3.2 GEOLOGIA

De acordo com MOREIRA e LIMA (1977), HERBACH et al. (1986) apud KARNAUKHOVA (2000), a maior parte da região onde se localiza a área de estudo pertence à bacia Sedimentar do Paraná. Essa bacia se caracterizou na primeira fase de sua evolução por acumulação sedimentar, posteriormente se produziram importantes derrames basálticos que cobriram os sedimentos acumulados na fase inicial. A figura 7, mostra o perfil geológico da sub-bacia do Rio Fiorita e a Tabela 3 apresenta sua coluna estratigráfica.

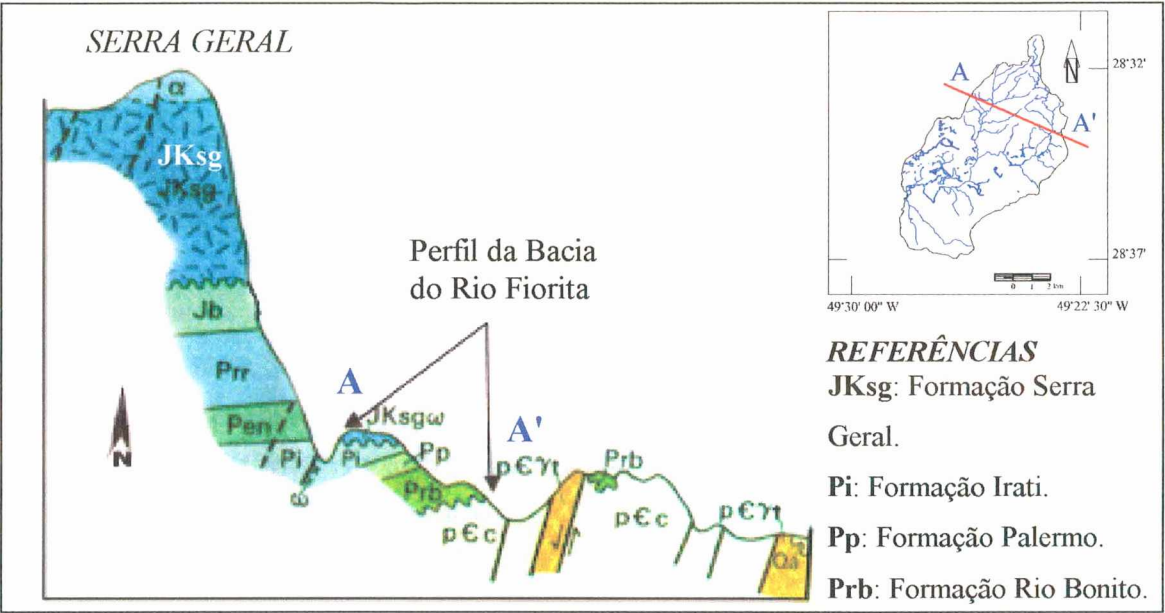


FIGURA 7: Perfil geológico da bacia do Rio Fiorita.
Fonte: IBGE (1986) apud KARNAUKHOVA (2000).

TABELA 3 - Coluna Estratigráfica da Área em Estudo.

PERÍODO	UNIDADE LITOESTRATIGRÁFICA			LITOLOGIAS
	Grupo	Formação	Membro	
Permiano	Tubarão	Rio Bonito	Siderópolis	<u>Seção Superior</u> : depósitos de arenitos finos, argilitos, folhelhos carbonosos e localmente camadas de carvão.
				<u>Seção Média</u> : sedimentos marinhos compreendendo siltitos e folhelhos.
				<u>Seção Inferior</u> : depósitos de arenitos de cor cinza, camadas de carvão e conglomerados.

Fontes: JICA, FATMA, UNESCO e NUPESE, 1997; Mapa Geológico do Estado de Santa Catarina, 1986.

3.3 RELEVO

O relevo, na área em estudo, era originalmente uma planície ondulada compreendida entre as cotas de 80 m e 200 m, com declividades no sentido Sudoeste menores que 5 %. Nesta planície ondulada pertencente ao vale inferior do Rio Fiorita, realizou-se a exploração da camada de carvão Barro Branco utilizando os métodos de mineração a céu aberto e de sub-solo.

O método de mineração a céu aberto foi empregado em uma área de 9,54 km² (LOCH R., 2000), produzindo a alteração do relevo original da mesma devido ao surgimento das pilhas de estéreis, isto é, pilhas rochosas de forma cônica e as cavas profundas de mineração que formaram as lagoas artificiais.

3.4 HIDROGRAFIA

O Rio Fiorita atravessa com direção Nordeste - Sudoeste a área em estudo. Este Rio tem suas nascentes localizadas ao Nordeste da sub-bacia, nas áreas altas, acima de 400 m, que atuam como divisores de água.

O Rio Fiorita apresenta a montante da área em estudo, uma boa qualidade da água, isto é, pH neutro, baixa acidez e baixa concentração de sulfatos e metais em solução. Condições semelhantes são observadas nas águas das nascentes do Rio Kuntz, localizadas ao Noroeste da sub-bacia. Este rio é o principal tributário do Rio Fiorita.

A qualidade da água do Rio Fiorita diminui notavelmente a jusante da área em estudo, isto é, após atravessar a área de mineração de carvão a céu aberto, com um considerável aumento das concentrações dos poluentes, ver Tabela 4. Na área central da sub-bacia, o curso natural do Rio Fiorita foi modificado para permitir a drenagem de uma série de lagoas ácidas. Essas lagoas contribuíram ainda mais, com sua carga de materiais poluentes, ao comprometimento da qualidade da água do Rio.

TABELA 4 - Qualidade da Água do Rio Fiorita a Montante e a Jusante da Área de Estudo.

PARÂMETROS	RIO FIORITA A MONTANTE	RIO FIORITA A JUSANTE
pH	5,6 a 7,1	2,2 a 3,8
Acidez (mg/l)	1 a 5	358 a 697
Sulfatos (mg/l)	4 a 20	383 a 2030
Ferro (mg/l)	0,10 a 2,00	5,30 a 140,00

Fonte: IPH/UFRGS & FATMA, 1981.

Portanto, na da Tabela 4 se pode observar claramente como a área de mineração interfere na qualidade da água do Rio Fiorita. Após sua passagem pela área de mineração, a água do rio aumenta sua acidez e eleva as concentrações de sulfatos e metais, principalmente a de ferro, tornando-se imprópria para a vida aquática e qualquer tipo de uso.

Contribuem para a poluição das águas do Rio Fiorita os serviços ligados à exploração do carvão, tais como: os lavadores, os depósitos de piritas e o transporte.

As fontes poluidoras são classificadas como:

- 1) drenagem das águas ácidas das minas de subsolo;
- 2) efluente do processo de pré-lavagem do carvão;
- 3) contribuições dos depósitos de rejeito, derivados do pré-lavador;
- 4) contribuições poluidoras provenientes das áreas de mineração a céu aberto.

De acordo com IPH/UFRGS & FATMA (1981), as duas primeiras são fontes poluidoras pontuais, que contribuem para o aumento das massas de poluentes no Rio Fiorita, principalmente em regimes de vazões médias e elevadas. Não obstante, a maior contribuição de poluentes no Rio Fiorita deve-se às outras duas fontes poluidoras não pontuais. Essas são originadas a partir da lixiviação dos rejeitos de carvão e das áreas mineradas a céu aberto.

Também, segundo os mesmos autores, na lixiviação dos rejeitos de carvão tem um papel muito importante o escoamento superficial produzido pelas chuvas. Na área em estudo o coeficiente de escoamento superficial, isto é, a porcentagem de chuva

precipitada que se transforma em escoamento superficial, oscila em torno de 40 %. Portanto, um grande volume de água precipitado escoar superficialmente produzindo a lixiviação dos rejeitos de carvão. Esse volume de água ao atingir um corpo de água receptor produz um aumento em sua vazão, que, em vez de diluir as concentrações dos poluentes presentes nesse corpo de água, contamina ainda mais o corpo de água, porque carrega uma grande massa desses mesmos poluentes, ver Tabela 5.

TABELA 5 - Massas Poluidoras para diferentes Regimes de Vazões do Rio Fiorita a Jusante da Área de Estudo.

PARÂMETROS	RIO FIORITA A JUSANTE		
	VAZÕES		
	Baixas	Médias	Elevadas
Acidez (mg/l)	42,33	101,91	797,39
Sulfatos (mg/l)	105,52	191,91	1054,45
Ferro (mg/l)	8,13	23,07	142,81

Fonte: IPH/UFRGS & FATMA, 1981.

3.5 CLIMA

3.5.1 Temperatura

Segundo KÖPPEN o clima na área de estudo pertence ao tipo Mesotérmico Úmido, sem estação seca, apresentando uma temperatura média anual que varia entre 16° e 18° C, sendo a média de julho, o mês mais frio, entre 12° e 14° C e a média em janeiro, o mês mais quente, entre 22° e 24° C.

3.5.2 Ventos

De acordo com KARNAUKHOVA (2000), entre os ventos que exercem maior influência sobre a área, é importante citar os seguintes:

- 1) ventos do setor Nordeste e Sudeste: são os ventos dominantes, formados por massas de ar quentes provenientes do mar, portanto, com alto conteúdo de umidade. Esses ventos são originados pelo anticiclone do Atlântico Sul;

- 2) ventos do setor Sul: são massas de ar frio de origem polar, formados pelo anticiclone Polar da América do Sul;
- 3) ventos do Oeste: são ventos geralmente secos durante o inverno, são produzidos pelo anticiclone do Chaco, localizado aproximadamente entre o nordeste da Argentina e o Paraguai.

3.5.3 Precipitação

De acordo com a JICA (1997), a precipitação média anual observada na estação meteorológica de Urussanga, durante um período de 19 anos (1978-1996), foi de 1673 mm com um desvio padrão de 323 mm. A partir desses dados de precipitação diferenciaram-se quatro estações, uma estação chuvosa que vai de dezembro até fevereiro, uma estação seca que vai de abril até setembro e duas estações que mudam de chuvosa para seca e vice-versa. Essas duas últimas estações correspondem ao mês de março e os meses de outubro e novembro. As precipitações médias mensais para cada uma dessas quatro estações, são de aproximadamente 210 mm na estação chuvosa, 100 mm na seca e 140 mm nas duas últimas estações.

3.6 SOLOS

Segundo a GAPLAN (1986), a área de estudo apresentava originalmente, isto é, antes de realizar-se a mineração a céu aberto, dois tipos de solos:

- 1) Solos Podzólicos Vermelhos - Amarelos Álicos: são solos minerais, não hidromórficos, com horizonte B textural, boa diferenciação entre horizontes e são derivados de rochas do Pré-cambriano Superior. Estes solos apresentam textura argilosa e média argilosa e em muitos casos com cascalho. A grande maioria desses solos são álicos, com altos teores de alumínio trocável e baixos teores de bases trocáveis, conferindo-lhe uma fertilidade natural baixa.

- 2) Solos Podzólicos Vermelhos - Amarelos Latossólicos Álicos: são solos minerais, não hidromórficos, com horizonte B textural, porém, são mais profundos com menor diferenciação de horizontes. A textura é argilosa ou muito argilosa e a estrutura em blocos subangulares pequena a média. São solos de baixa fertilidade natural, com baixos teores de bases trocáveis e teores de alumínio trocável em níveis prejudiciais às plantas.

Hoje a superfície da área em estudo, apresenta pilhas de material estéril recobertas por siltitos, arenitos, folhelhos e em alguns lugares por argila, além disso, encontram-se áreas de depósito de rejeitos de carvão tais como cinzas, xistos e lentes de pirita. Também, nas áreas próximas à Cidade de Siderópolis, algumas pilhas de estéreis foram aplanadas e cobertas com uma capa de argila.

3.7 VEGETAÇÃO

Segundo KLEIN (1984) apud LOCH, R. (2000), a vegetação primitiva que cobria a área de estudo era a denominada Floresta Ombrófila Densa. Atualmente a ocupação das terras para exploração das reservas de carvão extinguiu a vegetação nativa nesta área central da sub-bacia.

De acordo com LOCH, R. (2000), nas áreas onde se praticou a mineração de superfície, encontram-se atualmente reflorestamentos com eucaliptos e algumas espécies nativas que se adaptaram às mínimas condições de sobrevivência oferecidas pelas pilhas de estéreis, tais como: baixa fertilidade, elevada acidez e baixa umidade devido a sua incapacidade para reter água. Não obstante, apesar das condições desfavoráveis existentes na área, está-se produzindo um paulatino processo de reversão da situação crítica gerada pela mineração de carvão.

Segundo a JICA (1997), nas depressões produzidas pela mineração a céu aberto, encontram-se vegetação herbácea e arbustiva em um estágio de regeneração secundário. Nas áreas das pilhas cônicas de estéreis de mineração cobertas por uma delgada capa de argila foram plantados eucaliptos, observando-se, também, a presença de vegetação sub-arbustiva produto da regeneração natural.

De acordo com ZANETE e BOFF (1992) apud LOCH, R. (2000), nas áreas degradadas pela mineração a céu aberto, isto é, aquelas áreas que apresentam estéreis de mineração sem cobertura ou cobertos por uma fina capa de argila, é possível encontrar diferentes tipos de vegetação em distintas proporções, tais como:

- 1) herbácea 67 %;
- 2) arbustiva 18 %;
- 3) árvores 9%, (eucalipto e bracatinga);
- 4) lianas 6 %.

3.8 CARVÃO

3.8.1 Definições e Tipos

Segundo SCOTT (1975) apud IPH/UFRGS & FATMA (1981), o carvão é uma rocha orgânica formada pela acumulação, alteração e compactação da matéria orgânica situada num meio apropriado.

Para o WORLD COAL INSTITUTE (2000), o carvão é um combustível sedimentário, de rocha orgânica composta principalmente de carbono, hidrogênio e oxigênio. O carvão formou-se a partir de vegetação que foi consolidada entre outros estratos de rochas e alterada pelos efeitos combinados da ação microbiana, pressão e calor, durante um considerável período de tempo.

De acordo com TING (1982) apud MEYERS (1982), o carvão é um agregado de substâncias heterogêneas composto de matéria orgânica e inorgânica. O material orgânico é derivado principalmente de restos de vegetais, os quais sofreram vários graus de decomposição em pântanos de turfa e alterações físicas e químicas após ser enterrados. O material inorgânico encontrado no carvão, é de origem mineral principalmente minerais de argila, quartzo, carbonato, sulfato, sulfuro e também muitas outras substâncias em quantidades menores.

Para HESSLEY et al. (1986), o carvão é um combustível sólido, geralmente estratificado, originado da acumulação, enterro e compactação de vegetação descomposta parcialmente em eras geológicas previas. Porque a vegetação sofre

diferentes graus de alterações físicas e químicas o carvão exibe uma ampla faixa de composições e propriedades físicas e químicas. Também segundo estes autores, pode-se dizer que o carvão é uma mistura heterogênea de componentes orgânicos e minerais.

Segundo IPH/UFRGS & FATMA (1981), dentro da matéria orgânica formadora do carvão existiam minerais e traços de metais. Além disso, durante a deposição da matéria orgânica, impurezas minerais eram carregadas pela água dentro das camadas de carvão. Também, associados ao carvão estão os sulfetos e os sais de enxofre. Os sulfetos mais comuns na natureza, são os sulfetos de ferro tais como a pirita e a marcassita, sendo o primeiro o sulfeto mineral mais abundante.

Na natureza produzem-se diferentes tipos de carvões, para HESSLEY et al. (1986), estes são classificados segundo seu grau de metamorfismo ou alteração progressiva na série natural de lignita para antracito. Também, um outro parâmetro empregado na classificação dos carvões é o poder calorífico, que se utiliza para diferenciar os tipos lignita, betuminoso e sub-betuminoso.

Segundo SIMEONS (1978), os tipos de carvões são:

- 1) Turfa: acontece na primeira etapa de formação do carvão. Pode ser encontrada em muitos países do mundo;
- 2) Lignita: resulta na primeira etapa do processo de mudanças da turfa enterrada. É encontrada em muitos países;
- 3) Betuminoso: é o carvão mais comumente utilizado em casas e indústrias. Este é sempre de cor preta e composto de capas que variam a aparência, de brilhosa até opaca. Pode ser encontrado em vários países;
- 4) Antracito: este é o tipo de carvão que foi mais largamente submetido aos processos de mudanças a partir da turfa. O antracito é muito duro e brilhoso; tem um menor número de capas e possui um maior poder calorífico. É encontrado em um número reduzido de países.

Na seguinte figura 8, pode-se observar a classificação dos diferentes tipos de carvão proposta pelo WORLD COAL INSTITUTE (2000), também, pode olhar-se algumas de suas características, tais como conteúdo de umidade e poder calorífico. Além disso, são mostradas as reservas mundiais existentes para cada tipo e seus usos.

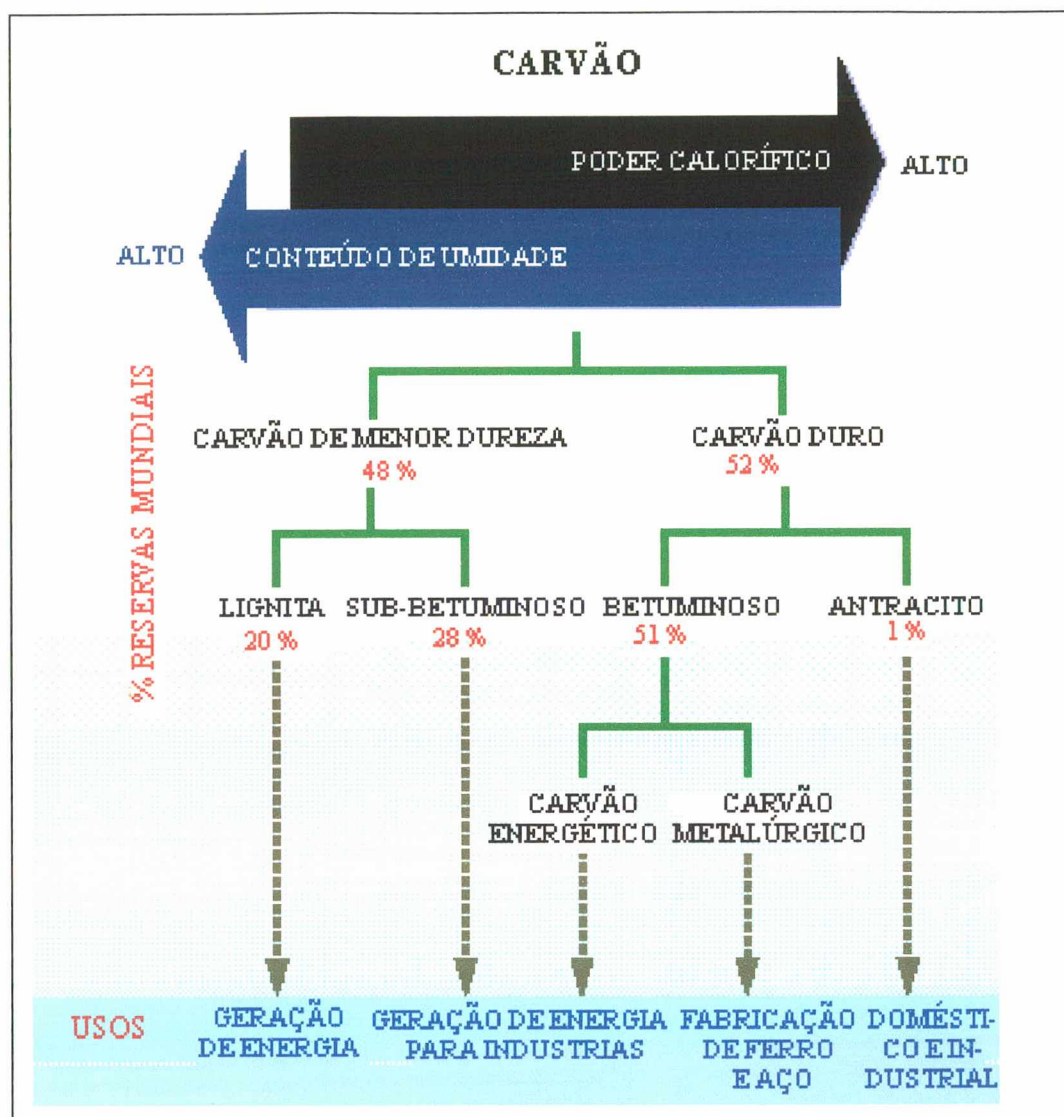


FIGURA 8: Tipos de carvão.
Fonte: Adaptado do World Coal Institute (2000).

3.8.2 Carvão no Estado de Santa Catarina

Segundo os estudos realizados pelo geólogo estadunidense WHITE (1904), o carvão mineral presente na bacia carbonífera do Sul do Brasil é de menor qualidade do que aquele encontrado em outros países, tais como a Alemanha, os Estados Unidos e a Polônia. Em geral o carvão mineral encontrado na bacia Carbonífera Catarinense, é do tipo betuminoso, apresentando um menor poder calorífico, uma elevada umidade e um alto teor de cinzas e enxofre, sendo seu uso mais adequado como fonte de energia

térmica. A Tabela 6 mostra uma comparação entre este carvão e outros do tipo betuminoso encontrados em diferentes países.

TABELA 6 - Comparação de Carvões do Tipo Betuminoso.

CARACTERÍSTICAS	Santa Catarina - Brasil	Pensylvania - U.S.	Rhur - Alemanha
Umidade %	2,7	2,9	1,3
Materiais Voláteis %	27,1	30,9	20,6
Carbono Fixo %	40,7	60,0	73,2
Cinzas %	29,5	6,2	4,9
Enxofre %	4,5	1,0	0,6
Poder Calorífico kcal/kg	5200	7700	8200

Fontes: Revista Carvão de Pedra, n. 25/26, mai./set. 1972; JICA, SDM e FATMA, 1998.

Não obstante, as reservas conhecidas de carvão no Brasil são relativamente abundantes, sendo, segundo a JICA (1997), de aproximadamente 32,3 bilhões de toneladas as quais representam 0,33 % do total mundial de reservas conhecidas de carvão.

SILVA RAMOS (1986), relata que o Estado de Santa Catarina possui aproximadamente 7% do total das reservas mineráveis de carvão identificadas no Brasil. Estas reservas estão dispostas em uma área contínua que apresenta um comprimento aproximado de 100 km no sentido Norte-Sul e uma largura que varia de 15 a 20 km no sentido Leste-Oeste.

As reservas carboníferas pertencem à formação Rio Bonito que apresenta a ocorrência de 10 camadas de carvão, entre elas: Barro Branco, Bonito, Irapuã, Ponte Alta, Pré-Bonito, Treviso e as camadas A, B, C e D. Dessas dez merecem menção especial as camadas Barro Branco e Bonito, a primeira apresenta uma ocorrência contínua e homogeneidade em suas propriedades coqueificantes, sendo, portanto, adequada à produção de carvão metalúrgico (CM) e carvão energético (CE).

Segundo MOSER (1986), a jazida Barro Branco é a de maior importância e a mais minerada da região carbonífera Catarinense, apresentando a camada de carvão para exploração uma espessura compreendida entre 0,60 e 1,00 metro dentro de uma faixa

total de 3,0 metros de largura. Por sua vez, a jazida Bonito apresenta uma maior reserva de carvão mineral, mas é de qualidade inferior à mencionada anteriormente. Além disso, apresenta-se em forma descontínua e possui altas concentrações de cinzas e xistos, tendo, portanto, seu emprego associado à produção de carvão energético (CE). Na Tabela 7, pode se observar uma comparação entre as características do carvão mineral do tipo betuminoso presente em ambas camadas.

TABELA 7 - Comparação dos Carvões das Camadas Barro Branco e Bonito.

CARACTERÍSTICAS	BARRO BRANCO	BONITO
Cinzas %	29,5	47,0 - 58,0
Enxofre %	4,5	6,0
Poder Calorífico kcal/kg	5200	4500
Taxa de Recuperação % (no processo de beneficiamento)	30	50

Fonte: JICA, SDM e FATMA, 1998.

3.8.3 Breve Histórico da Mineração do Carvão em Santa Catarina*

No Estado de Santa Catarina, a mineração em forma industrial do carvão começou no ano 1885 na Vila Estação das Minas, atual cidade de Lauro Müller, ao concluir-se a construção da estrada de ferro Dona Teresa Cristina, que permitiu o transporte da produção de carvão entre essa Vila e o porto de Imbituba. Em 1913 foi descoberto carvão mineral nas proximidades de Criciúma e em 1917 começa seu extração. O advento das duas grandes guerras mundiais (1914-1918 e 1939-1945) provocou um aumento da produção carbonífera, devido ao corte das importações de combustíveis derivados do petróleo.

Em 1953 foi criada a Comissão Executiva do Plano do Carvão Nacional (CEPCAN) que funcionou até 1960 e foi sucedida pela Comissão do Plano do Carvão Nacional (CPCAN) até 1970. Ambas tiveram interferência direta sobre todas as atividades ligadas ao carvão. As duas entidades, em seus respectivos períodos, deram

* Resumo compilado a partir de LOCH, R. (1991); JICA, FATMA, UNESC, NUPESE (1997); BORTOT, A. (2000).

incentivo e amparo à produção de carvão, principalmente para a utilização do mesmo na indústria siderúrgica.

Na década de 1970, a crise internacional de combustíveis, causada pelo aumento de custo do petróleo, determinou que o carvão fosse utilizado como uma fonte de energia substituta do petróleo, principalmente na produção de energia térmica. Também, nesta mesma época, o Governo Federal Brasileiro criou uma política de subsídios sobre o carvão para sua utilização como fonte de energia em diferentes setores industriais, tais como: cimenteiro, cerâmica, termelétricas, etc.

Na década de 1990 começou a retirada, por parte do Governo Federal, dos subsídios outorgados ao carvão, a partir da portaria número 801 de 17/10/90, liberando a importação de carvão mineral e pondo fim à obrigatoriedade de compra, pelas indústrias siderúrgicas, do carvão metalúrgico nacional que perdeu o mercado para o carvão importado. Segundo JICA-SDM-FATMA (1998), existem planos para aumentar a produção de energia térmica, a qual é responsável atualmente por 5 % do total da energia produzida no Brasil, para 15 % no ano 2015. Além disso, considerando que dois terço do carvão consumido pelas termoeletricas em operação é nacional, espera-se que o carvão desempenhe um papel importante como fonte de energia alternativa nos próximos anos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 MATERIAIS

- 1) Duas imagens do sensor Thematic Mapper (TM) do satélite Landsat-5, datas: 17/11/86 e 12/11/96;
- 2) Duas imagens do sensor Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI), cedidas pela empresa Aerodata S.A., datas: 17/11/92 e 18/11/92;
- 3) Fotografias aéreas em escala 1/30.000, cedidas pela empresa Aerocarta S.A., data: 1996;
- 4) Carta digital em escala 1/20.000, cedida pela empresa Base Aerofoto S.A., data: 1996;
- 5) Dados das amostras de campo, tomadas nas águas das lagoas estudadas, pela FATMA no ano 1986, pela JICA-FATMA nos anos 1996 e 1997 e por Martinello no ano 1997.

4.2 SOFTWARES UTILIZADOS

- 1) Software The Environment for Visualizing Images (ENVI), para análise digital e correção geométrica das imagens de SR;
- 2) Software IDRISI for Windows, para análise multitemporal das imagens de SR;
- 3) Software estatístico, Statistical Package for the Social Sciences (SPSS), para o cálculo dos modelos de regressão linear simples e múltiplos utilizados para expressar formalmente a relação entre as variáveis de interesse;
- 4) Software Adobe Photoshop, para melhorar a visualização das imagens digitais.

4.3 MÉTODO

4.3.1 Obtenção dos Números Digitais das imagens Landsat TM

Para atingir os objetivos específicos traçados e através deles o objetivo geral, desenvolveram-se procedimentos com as imagens digitais do satélite Landsat-5 procurando obter os Números Digitais (NDs), também denominados valores de brilho ou valores de cinza, de cada uma das lagoas estudadas. Os NDs obtidos, posteriormente foram utilizados como dados de entrada para a execução dos demais procedimentos. O primeiro método aplicado constou basicamente de dois procedimentos:

- 1) determinação das sub-cenas da área de estudo;
- 2) obtenção dos NDs para cada lagoa analisada.

4.3.1.1 Determinação das sub-cenas

A obtenção da sub-cenas foi efetuada no software The Environment for Visualizing Images (ENVI), onde foi preparada uma sub-cena da área em estudo, isto permitiu trabalhar com uma porção da imagem original que continha somente a área de interesse, evitando, desta forma, a necessidade de utilizar a imagem completa, a qual tornaria o trabalho muito lento. Nesta pesquisa, utilizaram-se duas imagens Landsat TM obtidas nas seguintes datas: 17/11/1986 e 12/11/1996, isto é, o intervalo de tempo considerado foi de dez anos. Cada imagem TM possuía um tamanho de (3088 x 3060) pixels e cada sub-cena da área de estudo tinha um tamanho de (301 x 301) pixels.

4.3.1.2 Obtenção dos NDs das lagoas

Na sequência foi executado o segundo passo do método que consistiu em obter para cada lagoa estudada, os NDs que elas apresentavam nas bandas TM 1, 2 e 3 de cada sub-cena considerada. Para isto, cada lagoa foi observada individualmente para escolher os pixels puros, isto é, aqueles pixels que continham somente água, evitando os pixels que ficavam nas margens das lagoas, conforme mostrado na figura 9.

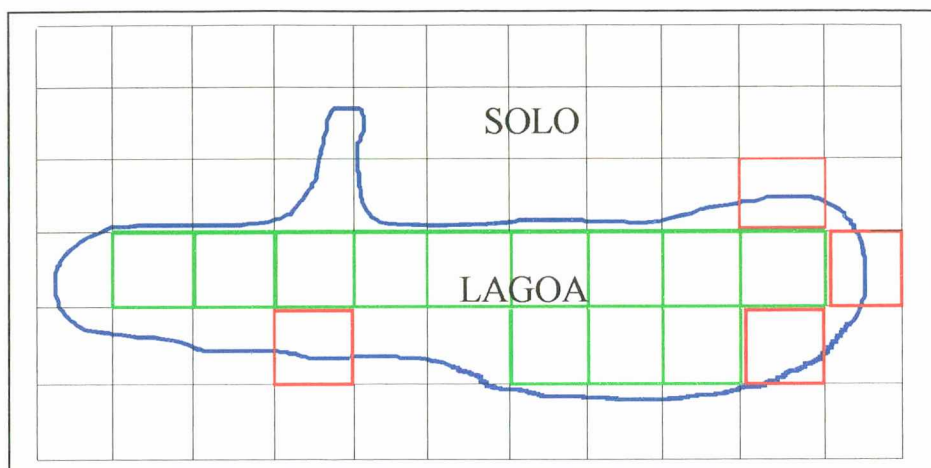


FIGURA 9: Esquema de uma lagoa mostrando em verde os pixels puros.

A figura 9 mostra como exemplo uma lagoa em cor azul e superposta a ela uma grade que simula uma imagem TM com seus pixels. Nesse gráfico se pode observar em cor verde os pixels puros localizados dentro do corpo de água. Em vermelho são mostrados, como exemplo, apenas quatro pixels não puros dos vários existentes nessa figura. Esses pixels foram denominados não puros porque seu ND era o resultado da mistura aditiva da radiação eletromagnética refletida tanto pela água como pelo solo da borda da lagoa.

A seguir são comentados os procedimentos para se obter os NDs de cada lagoa nas bandas TM utilizadas:

- 1) cada lagoa foi observada na banda 4 TM. Esse canal foi escolhido, para lograr diferenciar claramente entre o corpo de água e a superfície do solo;
- 2) obtiveram-se os NDs e as coordenadas imagem (fila, coluna), daqueles pixels que se localizavam no centro do corpo de água analisado.
- 3) a partir desses NDs determinou-se um valor médio que representava o valor limite para classificar entre pixel puro e não puro, isto é, todo pixel com um ND menor ou igual ao limite determinado, foi considerado pixel puro;
- 4) uma vez identificados os pixels puros, junto com suas coordenadas imagem, encontravam-se seus NDs nos canais 1,2 e 3 TM, ver Apêndices 1 e 2.

Devido ao tamanho pequeno das lagoas, média de 40.000 m², e considerando o tamanho relativamente grande, no terreno, do pixel do sensor TM (900 m²) obtiveram-se em média 21 pixels puros por cada lagoa analisada.

Segundo RITCHIE et al. (1984) apud ENGMAN e GURNEY (1991), a resolução espacial de um sensor remoto, limita o tamanho do corpo de água que pode ser estudado. Para esses autores, a resolução espacial do sensor deve representar como máximo 15 % do tamanho do corpo de água. Por exemplo, a resolução espacial do sensor TM é de 30 m por 30 m, isto é 900 m², e a área da menor lagoa estudada era de 5796,65 m², portanto, a resolução espacial do sensor TM representava 15,5% da área total desse corpo de água. Embora essa porcentagem é maior que o limite proposto por esses autores, o corpo de água foi igualmente considerado nesta pesquisa.

Posteriormente determinava-se, para cada lagoa, o ND médio que esta apresentava em cada banda TM considerada. Para fazer isso, calculou-se em cada banda, a média dos NDs que possuíam os pixels puros escolhidos para aquela lagoa. Por exemplo, a Tabela 8 mostra os NDs, nos canais TM 1, 2 e 3, dos 21 pixels puros escolhidos para a lagoa LF-09 na sub-cena do ano 1986, junto com o ND médio e o Desvio Padrão calculados para cada uma dessas bandas TM.

TABELA 8 - NDs da Lagoa LF-09 obtidos nas bandas 1, 2 e 3 TM, para o ano 1986.

NÚMERO DE PIXEL	NÚMEROS DIGITAIS		
	BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
1	90	43	40
2	93	48	39
3	89	45	39
4	89	44	37
5	89	43	40
6	88	43	36
7	91	42	38
8	86	41	35
9	87	44	40
10	88	45	38
11	87	45	38
12	88	47	37
13	88	46	37
14	89	47	41
15	88	47	41

TABELA 8 - NDs da Lagoa LF-09 obtidos nas bandas 1, 2 e 3 TM, para o ano 1986.

NÚMERO DE PIXEL	NÚMEROS DIGITAIS		
	BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
16	89	49	37
17	88	45	41
18	89	48	40
19	87	48	39
20	87	48	41
21	90	49	37
ND Médio	89	46	39
Desvio Padrão (σ)	1,57	2,38	1,80

4.3.2 Comparação das resoluções dos sensores TM e CASI

Fez-se uma comparação entre as resoluções dos sensores TM e CASI. Considerou-se importante essa comparação pelo fato de ser o TM um sensor orbital e o CASI um sensor não orbital, isto é, o primeiro era transportado por um satélite (Landsat-5) a mais de 700 km de altura e o segundo foi transportado por um avião a menos de 3 km de altura.

4.3.3 Comparação dos dados do sensor TM

Para atingir o primeiro objetivo específico que era comparar os dados de SR adquiridos em diferentes bandas espectrais, aplicaram-se os seguintes procedimentos:

- 1) comparação entre os NDs médios das lagoas pretas e verdes em cada uma das bandas utilizadas de uma determinada imagem;
- 2) aplicação de testes de hipóteses para verificação dos resultados obtidos na comparação anterior.

4.3.3.1 Comparação entre os NDs médios das lagoas pretas e verdes em cada banda TM

Para avaliar a utilidade dos dados do sensor TM para discriminar lagoas artificiais com diferentes qualidade da água, foram comparados os NDs médios das lagoas pretas contra os NDs médios das lagoas verdes em cada banda TM considerada.

4.3.3.2 Aplicação de testes estatísticos aos dados do sensor TM

Prosseguindo, foram aplicados testes de hipóteses para corroborar a existência de diferenças entre os dados obtidos para as lagoas de diferentes cores, em cada banda considerada das diferentes imagens. Esses testes permitiram verificar se os NDs das lagoas pretas e os NDs das verdes, obtidos em um determinado canal TM, pertenciam a diferentes populações.

A hipótese traçada, denominada hipótese nula (H_0), foi a igualdade de médias, neste caso a igualdade dos NDs médios obtidos para as lagoas pretas e verdes em uma determinada banda TM. Portanto, a hipótese nula estabelecia que a refletância proveniente das lagoas pretas e verdes, registrada por uma dada banda TM, era a mesma. No caso de rejeitar-se essa hipótese, significaria que os NDs obtidos em uma determinada banda para as lagoas pretas e verdes pertenciam a distintas populações, isto é, a refletância proveniente das lagoas pretas e verdes era diferente. Esta segunda hipótese denominada hipótese alternativa (H_1) era a que, de cumprir-se, comprovaria estatisticamente que os NDs obtidos para as lagoas pretas e verdes eram diferentes.

O teste de hipóteses foi aplicado considerando que as populações dos NDs das lagoas pretas e verdes, em cada banda TM, tinham uma distribuição normal. Além disso, os desvios dessas populações eram desconhecidos e o tamanho das amostras era grande, com: n_1 e $n_2 \geq 30$.

A seguir, é mostrada a seqüência de passos executados na realização dos testes de hipóteses, esta foi extraída de SPIEGEL (1978) e VANLESBERG (1998)*:

- 1) Enunciação da hipótese nula (H_0) e a hipótese alternativa (H_1):

$$H_0 : \mu_1 = \mu_2$$

$$H_1 : \mu_1 \neq \mu_2$$

Pela hipóteses H_0 traçada os NDs das lagoas pretas e verdes provêm da mesma população;

- 2) Escolha do nível de significância: $\alpha = 0,01$. Este representa a probabilidade de erro na rejeição da hipótese H_0 ;
- 3) Eleição da estatística para verificar a hipótese H_0 . A estatística escolhida foi a diferença das médias amostrais:

$$\text{NDpj médio} - \text{NDvj médio} \sim N(\mu_1 - \mu_2 ; \sqrt{(S_1^2 / n_1 + S_2^2 / n_2)}) \quad (5.1.3.1)$$

Onde: **NDpj médio**, representa o valor médio dos NDs obtidos nas lagoas de cor preta na banda j TM;

NDvj médio, representa o valor médio dos NDs obtidos nas lagoas de cor verde na banda j TM;

μ_1 : média da população i;

S_i^2 : variância da amostra i;

n_i : tamanho da amostra i.

- 4) Determinação da distribuição amostral da estatística escolhida:

$$Z = \frac{(\text{NDpj médio} - \text{NDvj médio}) - (\mu_1 - \mu_2)}{\sqrt{(S_1^2 / n_1 + S_2^2 / n_2)}} \sim N(0;1) \quad (5.1.3.2)$$

$$\text{Com: } \mu_1 - \mu_2 = 0$$

* VANLESBERG, S. Capítulo 6: Estadística inferencial. Apostila da disciplina Estadística, Santa Fe - Argentina, 1998.

- 5) Obtenção do valor calculado da estatística de prova (Z_c) e comparação com o valor tabulado (Z_t). Se o valor calculado era menor que o tabulado ($Z_c < Z_t$) implicava que a hipótese proposta (H_0) se cumpriu, portanto, a refletância proveniente das lagoas pretas e verdes, registrada por uma determinada banda do sensor TM, era a mesma. Caso contrário, se a hipótese fora rejeitada, significava que a refletância das lagoas pretas e verdes era diferente.

4.3.4 Comparação dos dados do sensor CASI

Como no caso anterior, foram comparados os dados remotos obtidos, para as lagoas estudadas, nas diferentes bandas espectrais do sensor CASI.

4.3.4.1 Comparação dos NDs médios das lagoas pretas e verdes em cada banda CASI

Aqui, como no caso do sensor TM, para avaliar a potencialidade dos dados do sensor CASI para discriminar a qualidade da água, foram comparados os NDs médios das lagoas pretas contra os NDs médios das lagoas verdes em cada banda considerada.

4.3.4.2 Aplicação de testes estatísticos aos dados do sensor CASI

Também, como no caso anterior, foram aplicados testes de hipóteses. Mas neste caso, como só obtiveram-se dados de três lagoas, os testes foram utilizados para verificar se os NDs obtidos para uma das lagoas em um determinado canal do CASI, pertenciam à mesma população que os NDs registrados em outra lagoa no mesmo canal. Isto é, queria verificar-se se a refletância das lagoas era a mesma. Portanto, a hipótese nula (H_0) proposta estabelecia a igualdade dos NDs médios obtidos em um determinado canal para qualquer duas lagoas. De verificada essa hipótese indicaria que a refletância proveniente dessas lagoas, registrada nesse canal, era a mesma. Caso contrário indicaria que a refletância das lagoas era diferente.

4.3.5 Relações empíricas

Foi aplicado um método para cumprir o segundo e terceiro objetivo específico, isto é, estabelecer relações empíricas entre os dados de SR (NDs médios) e os dados de campo de um determinado indicador da qualidade da água presente nos corpos de água estudados. Uma vez estabelecidas tais relações empíricas, utilizando modelos estatísticos de regressão linear, partiu-se para a obtenção, em função desses modelos, do mapa temático do parâmetro da qualidade da água analisado. A figura 10 mostra a seqüência de procedimentos executados neste método.



FIGURA 10: Método aplicado para a obtenção do mapa temático de um indicador da qualidade da água.

4.3.5.1 Análises de correlação

Foram realizadas análises de correlação entre os NDs médios obtidos para as lagoas estudadas nos três canais TM e os valores ou concentrações dos indicadores da qualidade da água presentes nas mesmas. Essa análise foi feita para calcular os coeficientes de correlação linear (r) entre os dados remotos (NDs médios) e os dados de campo obtidos nas lagoas (pH, [Fe], [Al] e [SO₄]). Os coeficientes de correlação permitiram determinar quais indicadores da qualidade da água estavam melhor relacionados linearmente com os dados de sensoriamento remoto.

4.3.5.2 Análises de regressão

Na continuação, baseado nas análises de correlação feitas entre os NDs médios da imagem TM do ano 1996 e os valores ou concentrações dos parâmetros da qualidade da água, partiu-se para as análises de regressão linear simples e múltipla. Para determinar quais indicadores da qualidade da água seriam utilizados no desenvolvimento dos modelos de regressão linear, utilizou-se como parâmetro de referência o coeficiente de correlação linear (r) com um valor umbral de $\pm 0,800$, isto é, aquele indicador da qualidade da água que tivesse um coeficiente de correlação linear maior que 0,800 ou menor que -0,800 ($-0,800 \leq r \leq 0,800$) seria utilizado no momento de desenvolver os modelos de regressão.

Uma vez conhecidos, através da análise de correlação efetuada, quais indicadores da qualidade da água relacionavam-se melhor com os dados remotos, faltava conhecer, ainda, quais bandas individuais ou combinações de bandas deveriam ser utilizadas para se obter uma melhor predição desses indicadores. Então, vários parâmetros estatísticos foram utilizados como indicadores da precisão dos modelos de regressão. Os parâmetros estatísticos foram:

- 1) R^2 , denominado coeficiente de determinação, descreve a variação dos valores ou concentrações dos indicadores da qualidade da água devido à influência linear combinada dos NDs médios dos diferentes canais;
- 2) Erro padrão do estimador (EP);
- 3) F de Snedecor, com um nível de confiança de 0,95. Este é um teste geral para determinar a bondade do ajuste da equação de regressão.

Com exceção do valor umbral escolhido para o coeficiente de correlação linear ($|r| \geq 0,800$), os demais valores umbrais utilizados para selecionar o melhor modelo de regressão linear foram os mesmos que empregou WHITLOCK (1977) apud LIEDTKE et al. (1995):

- 1) $R^2 \geq 0,700$;
- 2) EP, erro padrão do estimador deve ser próximo a zero;
- 3) F de Snedecor $\geq 4,0$.

Os modelos de regressão linear simples e múltipla foram desenvolvidos para prever valores médios dos indicadores da qualidade da água, presentes nas lagoas estudadas, a partir de um valor particular da variável independente (ND médio).

Segundo WONNACOTT e WONNACOTT (1981), a regressão múltipla é uma extensão da regressão simples, produzida pela existência de mais de uma variável independente. É a técnica apropriada para ser utilizada quando pesquisam-se os efeitos de várias variáveis sobre uma dada variável dependente (Y). Embora, o interesse seja nos efeitos de uma só variável atuando sobre Y, é geralmente conveniente utilizar todas as variáveis que influem sobre Y, por dois motivos importantes:

- 1) Para reduzir o erro estocástico, isto produz intervalos de confiança mais precisos;
- 2) Para eliminar a inclinação que poderia acontecer quando se ignorasse uma variável que tivesse uma grande influência sobre Y.

4.3.6 Análise Multitemporal

Finalmente, para cumprir o quarto objetivo específico, as duas sub-cenas correspondentes às imagens TM, dos anos 1986 e 1996, foram confrontadas para determinar se tinham acontecido mudanças nas cores das lagoas durante esse intervalo de tempo considerado. Para atingir tal objetivo realizou-se uma análise multitemporal de imagens. Previamente, cada sub-cena foi submetida a uma correção radiométrica e posteriormente, a uma geométrica. A figura 11 ilustra essa sequência de passos.

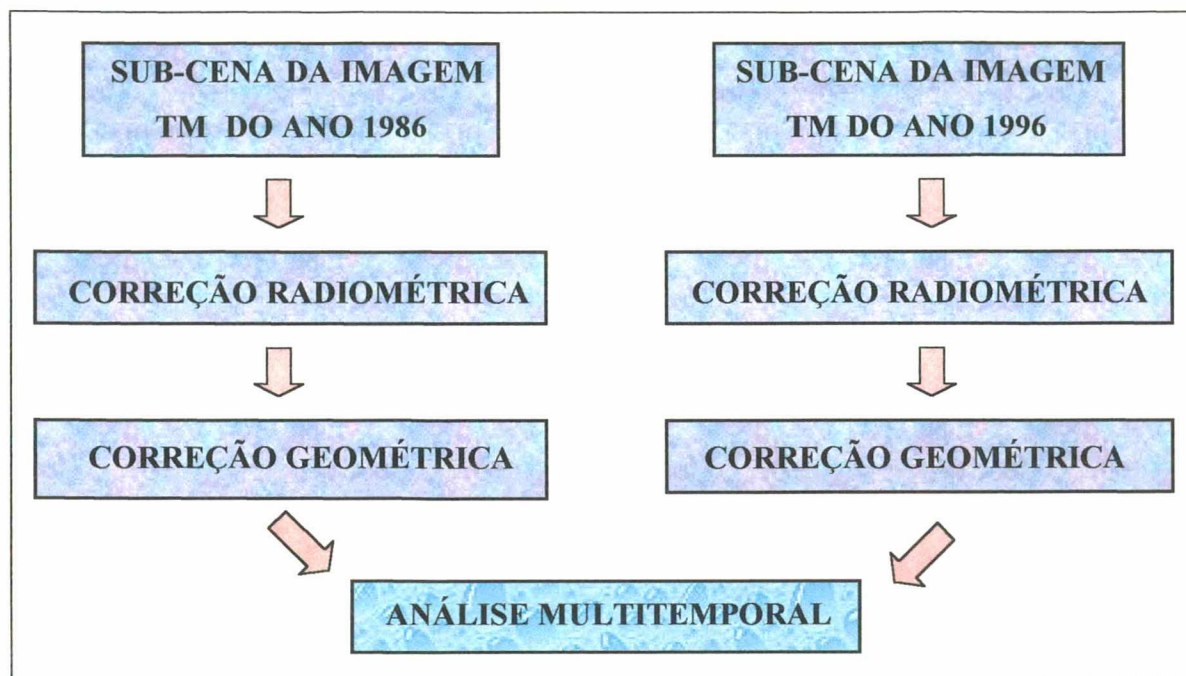


FIGURA 11: Análise multitemporal das imagens TM.

4.3.6.1 Correção Radiométrica

O método utilizado para corrigir o brilho produzido pela dispersão atmosférica, em cada imagem TM, foi aplicado por CHAVEZ (1975) apud CAMPBELL (1996) e CHAVEZ (1975) apud SABINS (1996). Esse método está baseado em dois fatos, o primeiro é a inter-relação existente entre as distintas bandas TM, e o segundo, é que a radiação eletromagnética de menor comprimento de onda, principalmente a luz visível, é dispersada pela atmosfera em maior grau que a radiação de maior comprimento de onda, tal como, o infravermelho médio. Portanto, em uma imagem TM, as bandas 1, 2 e 3 são mais afetadas pela dispersão atmosférica que a banda 7 (2080 a 2350 nm).

O método consiste em fazer um gráfico de dispersão entre os NDs de uma determinada banda TM localizada no visível (1, 2 ou 3), contra os NDs da banda 7. Posteriormente, ajusta-se uma linha de regressão sobre os pontos do gráfico utilizando o método de mínimos quadrados. Considerando, por exemplo, o gráfico de dispersão entre a banda 1 e a banda 7, se a banda 1 não fosse afetada pela dispersão atmosférica, a linha de regressão deveria passar pela origem do gráfico, mas devido a seu efeito aditivo a linha é deslocada ao longo do eixo da banda 1, ver figura 12. Portanto, o ponto onde a

linha de regressão corta o eixo da banda 1 indica o valor de brilho adicionado pela dispersão atmosférica aos NDs dessa banda. A eliminação desse brilho extra é realizada diminuindo do ND de cada pixel da imagem o valor X do ponto de interseção.

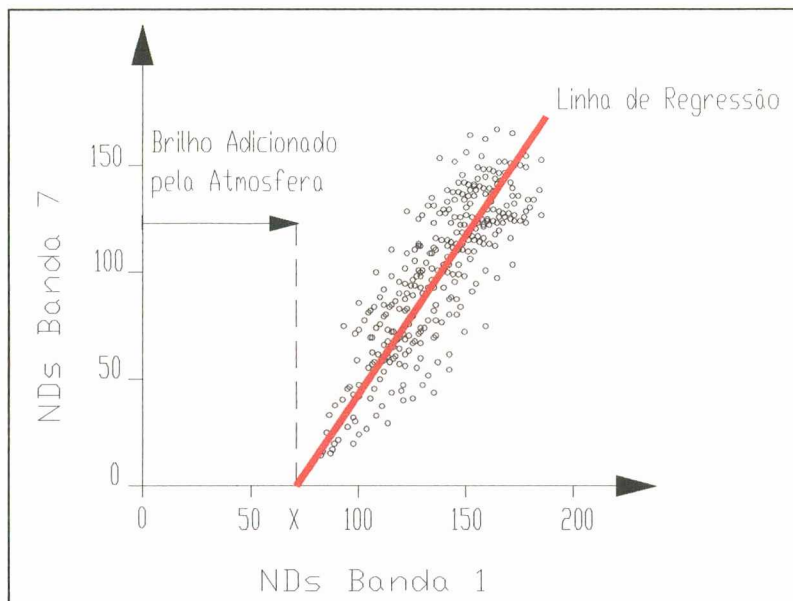


FIGURA 12: Gráfico de dispersão entre os NDs da banda 1 e os da banda 7 TM.
Fonte: Adaptado de CHAVEZ (1975) apud CAMPBELL, J.B. (1996).

Segundo CAMPBELL (1996), esse método de regressão pode ser aplicado a sub-cenas de uma imagem, que tenham um tamanho aproximado de 100 por 500 pixels, assegurando-se, então, um ajuste a medida para as condições existentes nessa área.

4.3.6.2 Correção Geométrica

Concluída a correção radiométrica foi efetuada a correção geométrica das sub-cenas para ajustar as coordenadas dos pixels de uma sub-cena às coordenadas dos correspondentes pixels da outra sub-cena. A correção geométrica foi realizada no software ENVI aplicando um registro de imagens para outorgar às duas sub-cenas TM as mesmas coordenadas imagens (fila, coluna) e, através disso, tornar comparáveis as sub-cenas pixel a pixel. Para tanto, recortou-se uma nova sub-cena da imagem TM, do ano 1996, utilizando como referência a sub-cena do ano 1986, isto é, para o recorte da nova sub-cena escolheram-se como vértices os mesmos quatro pixels que formavam os

vértices da sub-cena de referência, portanto, as duas sub-cenas ficaram com o mesmo tamanho e sistema de coordenadas imagem (fila, coluna).

4.3.6.3 Métodos de Análise Multitemporal de Imagens

Os métodos de análise multitemporal de imagens utilizados para determinar as mudanças ocorridas na qualidade da água das lagoas estudadas foram os seguintes:

- 1) composições coloridas;
- 2) componentes principais;
- 3) quociente de bandas.

4.3.6.3.1 Composições Coloridas

Este método simples consiste em fazer uma composição colorida de bandas pertencentes a imagens de diferentes datas. Nesta pesquisa o método foi aplicado outorgando a cor vermelha a uma determinada banda da sub-cena, do ano 1986, e as cores verde e azul à mesma banda da segunda sub-cena. Portanto, na composição colorida apareceram em tons de cinzas as áreas estáveis, em tons vermelhos as áreas que tenham reduzido seus NDs entre as datas consideradas e em tons turquesa as áreas que tenham incrementado seus NDs.

4.3.6.3.2 Componentes Principais

A análise de componentes principais permite sintetizar em uma única banda a informação contida em n bandas de uma imagem. Nesta pesquisa utilizaram-se para fazer a análise de componentes principais as bandas TM 1, 2 e 3 de cada sub-cena utilizada. Para a aplicação deste método gerou-se, em primeiro lugar, um arquivo multitemporal dessas seis bandas das duas sub-cenas. Em seguida, aplicou-se sobre este arquivo a análise de componentes principais, obtendo-se seis componentes principais.

4.3.6.3.3 Quociente de Bandas

Este método foi aplicado dividindo a sub-cena do ano 1986 pela sub-cena do ano 1996, isto é, o ND de cada pixel da primeira sub-cena era dividido pelo ND do correspondente pixel da segunda. Então, os valores da imagem do quociente eram obtidos da seguinte forma:

$$V_q(i,j) = ND_{86}(i,j) / ND_{96}(i,j)$$

onde: V_q indica o valor correspondente à imagem do quociente das duas sub-cenas; ND_{86} o número digital da primeira sub-cena; ND_{96} o número digital da segunda e (i, j) indica a posição (fila, coluna) do pixel que esta sendo considerado.

4.3.6.4 Georreferenciamento

Por último, efetuou-se o georreferenciamento das imagens obtidas nos diferentes métodos de análise multitemporal aplicados. Este foi realizado através do processo de reamostragem, o qual transforma a grade original estendendo-a ou comprimindo-a para adequá-la a um novo sistema de referência, que no caso, foi o sistema de projeção Universal Transversa de Mercator (UTM).

5 RESULTADOS

Nesta pesquisa foram analisadas 11 lagoas artificiais, todas originadas pela mineração de carvão a céu aberto. Através das visitas de campo, observou-se que existiam lagoas de diferentes cores, umas eram marrom escuras ou pretas e outras eram verdes. Observou-se, também, que as lagoas que apresentavam cores escuras estavam rodeadas por rejeitos de carvão e pilhas de material estéril com escassa vegetação. A diferença, as lagoas de cor verde encontravam-se rodeadas por pilhas de material estéril que foram recobertas com argilas, por isso, apresentavam abundante vegetação, tais como plantações de eucaliptos e vegetação sub-arbustiva produto da regeneração natural. Além disso, observou-se em suas bordas vegetação aquática, tal como algas.

Na seqüência, são apresentadas uma série de figuras com as imagens de algumas das lagoas estudadas, obtidas de uma fotografia aérea pancromática, do ano 1996 (escala 1:30.000), da imagem da banda 4 TM, do mesmo ano, de fotografias terrestres tiradas nas visitas de campo feitas nos anos 1999 e 2000, e de uma composição colorida das imagens do sensor CASI, do ano 1992. Além disso, é apresentada para cada uma dessas lagoas sua área, obtida de uma carta digital em escala 1:20.000, e sua cor aparente, observada nas visitas de campo. Também é apresentada a profundidade média de três lagoas, obtida através da realização de uma batimetria no ano 2000.

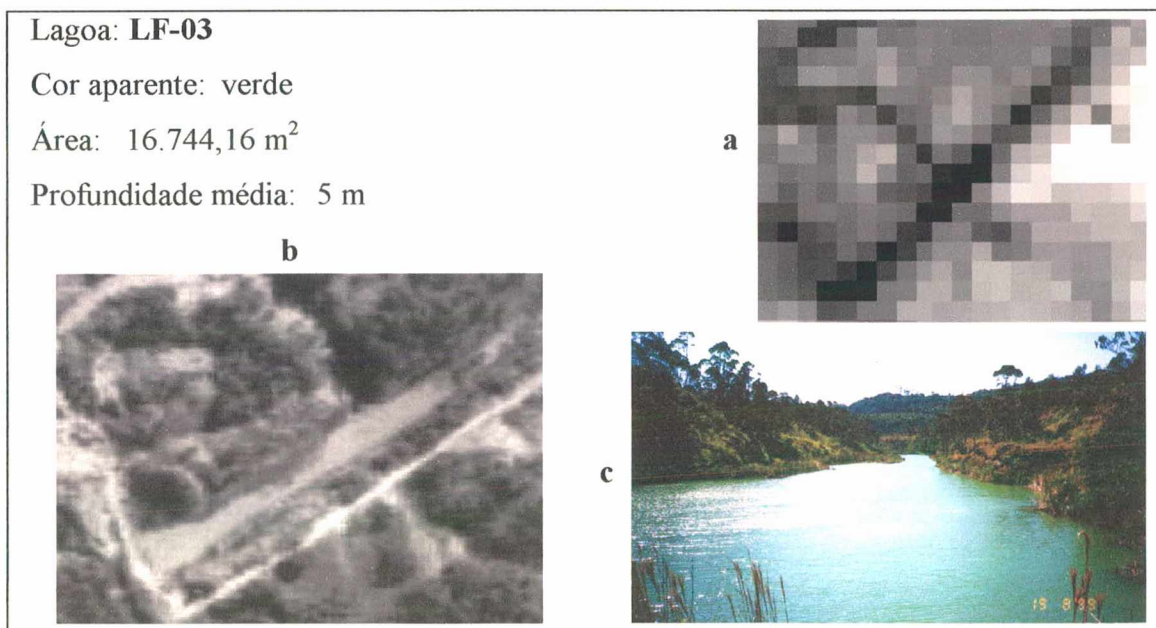


FIGURA 13: Imagens da Lagoa LF-03: a) banda 4 TM, b) fotografia aérea e c) fotografia terrestre.

Lagoa: **LF-06**

Cor aparente: preta

Área: 38.946,06 m²

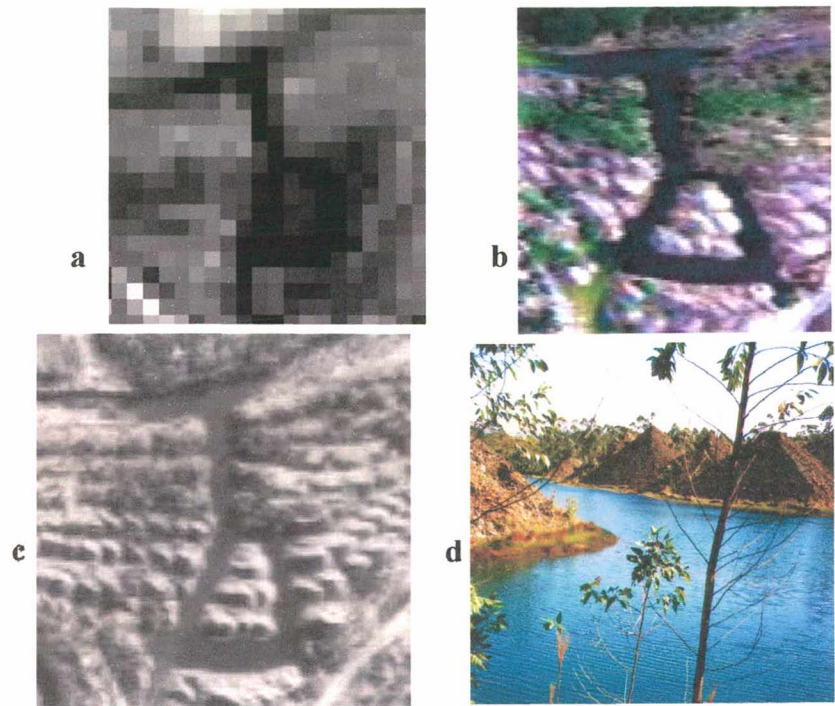


FIGURA 14: Imagens da Lagoa LF-06: **a)** banda 4 TM, **b)** composição colorida real do sensor CASI, **c)** fotografia aérea e **d)** fotografia terrestre.

Lagoa: **LF-09**

Cor aparente: verde

Área: 30.220,47 m²

Profundidade média: 7 m

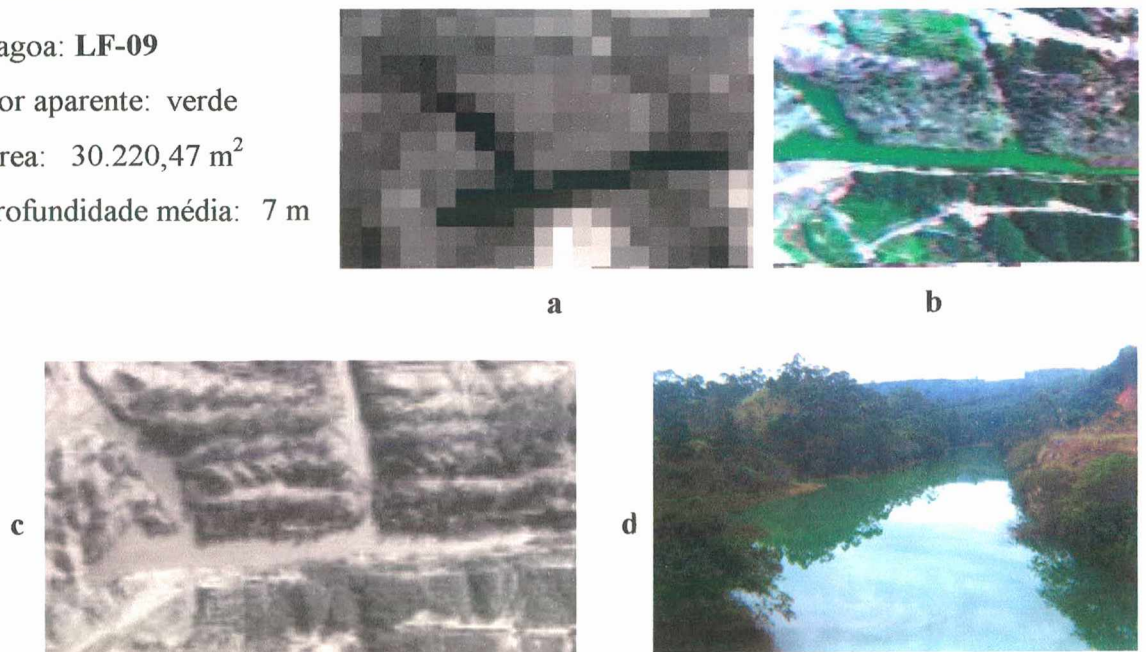


FIGURA 15: Imagens da Lagoa LF-09: **a)** banda 4 TM, **b)** composição colorida real do sensor CASI, **c)** fotografia aérea e **d)** fotografia terrestre.

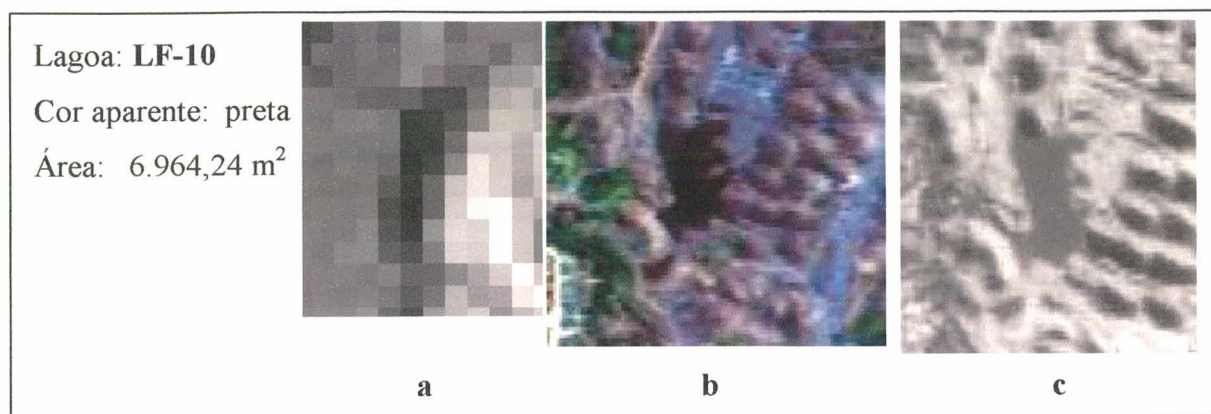


FIGURA 16: Imagens da Lagoa LF-10: **a)** banda 4 TM, **b)** composição colorida real do sensor CASI e **c)** fotografia aérea.

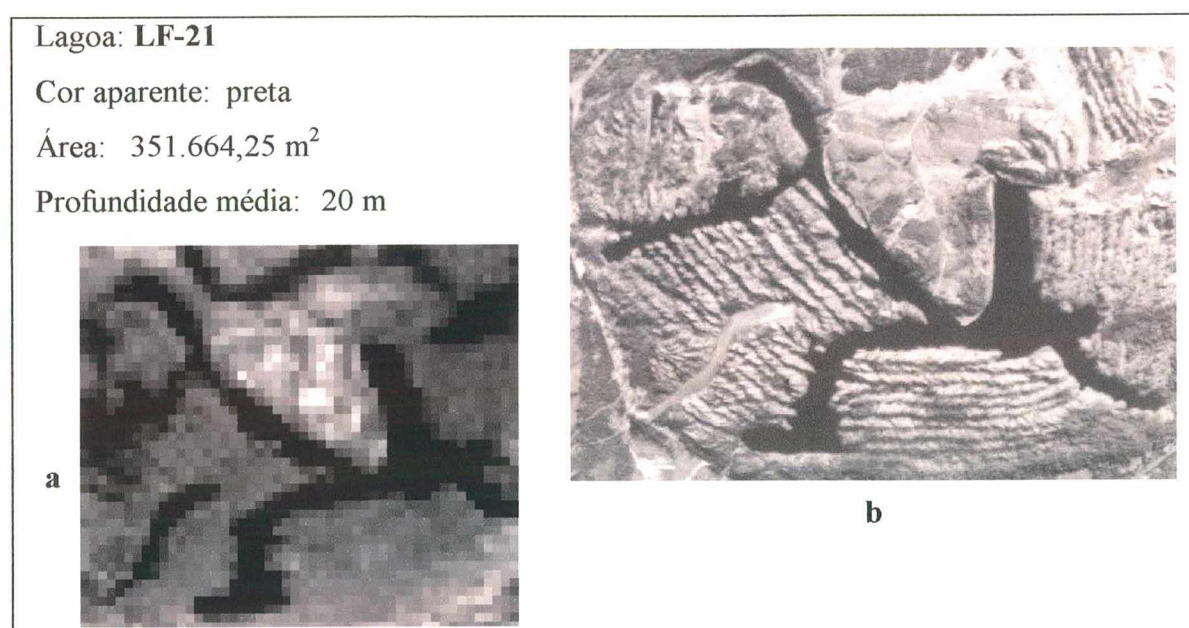


FIGURA 17: Imagens da Lagoa LF-21: **a)** banda 4 TM e **b)** fotografia aérea.

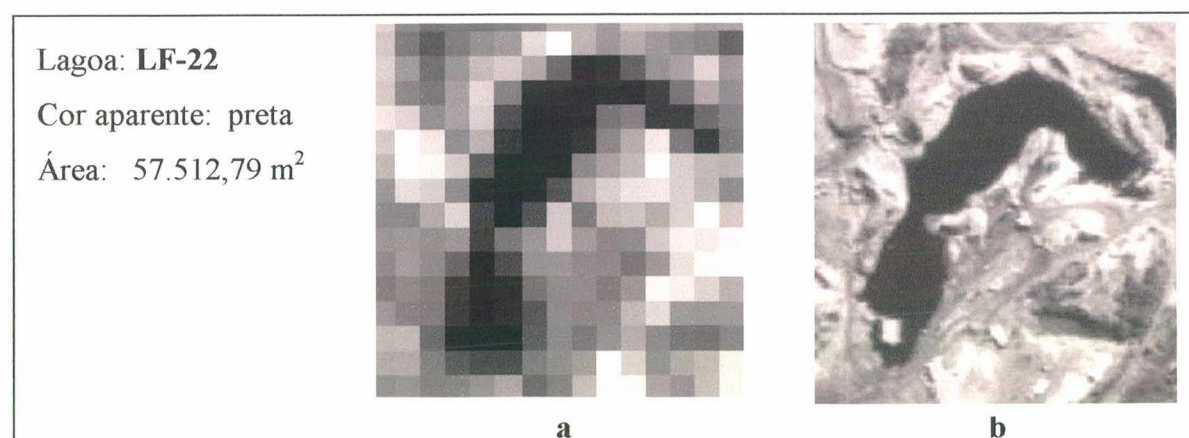
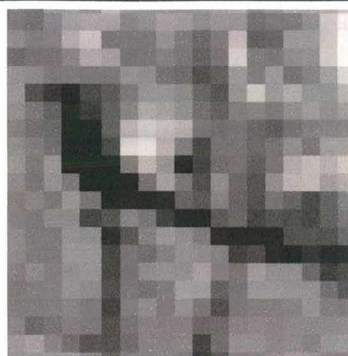


FIGURA 18: Imagens da Lagoa LF-22: **a)** banda 4 TM e **b)** fotografia aérea.

Lagoa: **LF-24**

Cor aparente: preta

Área: 22.961,72 m²



a



b

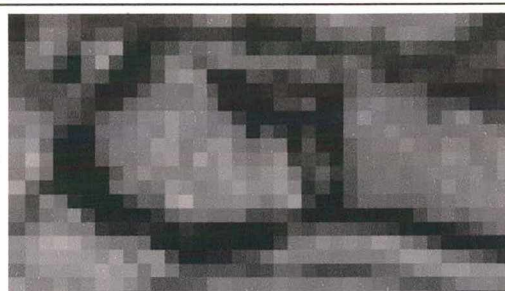
FIGURA 19: Imagens da Lagoa LF-24: **a)** banda 4 TM e **b)** fotografia aérea.

Lagoa: **LF-25**

Cor aparente: preta

Área: 80.392,85 m²

a



b



c

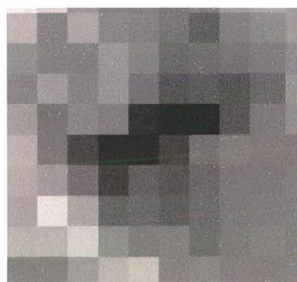


FIGURA 20: Imagens da Lagoa LF-25: **a)** banda 4 TM, **b)** fotografia aérea e **c)** fotografia terrestre.

Lagoa: **LF-28**

Cor aparente: preta

Área: 5.796,65 m²



a



b



c

FIGURA 21: Imagens da Lagoa LF-28: **a)** banda 4 TM, **b)** fotografia aérea e **c)** fotografia terrestre.

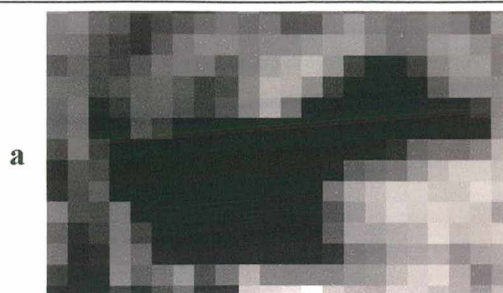
Lagoa: **LM-02**

Cor aparente: verde

Área: 85.320,86 m²



b



a



c

FIGURA 22: Imagens da Lagoa LM-02: **a)** banda 4 TM, **b)** fotografia aérea e **c)** fotografia terrestre.

Na sequência, são mostradas as imagens utilizadas nesta pesquisa, tais como as duas sub-cenas Landast TM, dos anos 1986 e 1996, e as imagens do sensor CASI, do ano 1992. A figura 23 mostra a imagem TM original, do ano 1986, e a sub-cena recortada. A figura 24 mostra as imagens do sensor CASI obtidas em duas faixas de vôo.

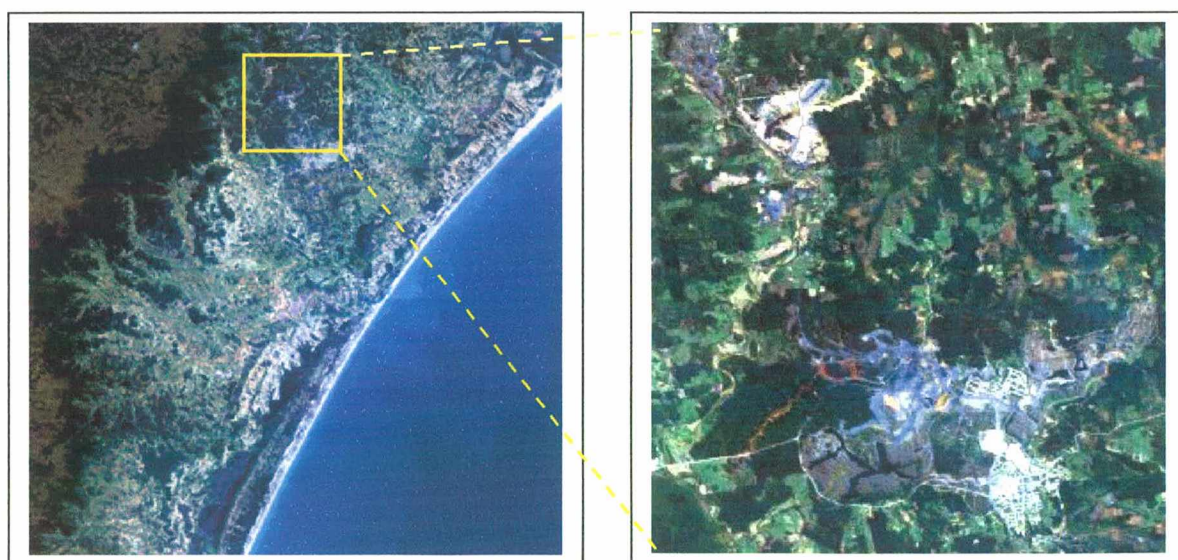


FIGURA 23: À esquerda uma composição colorida real da imagem TM do ano 1986 e à direita a sub-cena da área de estudo.

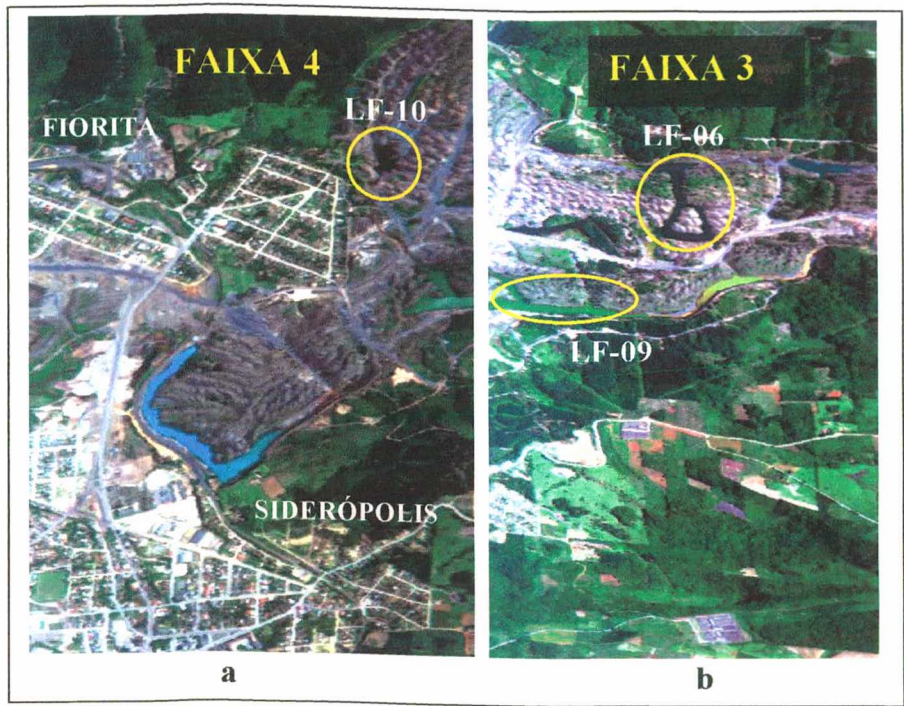


FIGURA 24: Composição colorida real das imagens do sensor CASI obtidas nas faixas de vôo 4 (a) e 3 (b), com banda 4 em vermelho, banda 2 em verde e banda 1 em azul. Em círculos são mostradas as lagoas estudadas.

5.1 COMPARAÇÃO DAS RESOLUÇÕES DOS SENSORES TM E CASI

A figura 25 mostra uma comparação entre as resoluções espacial, espectral e radiométrica dos sensores utilizados.

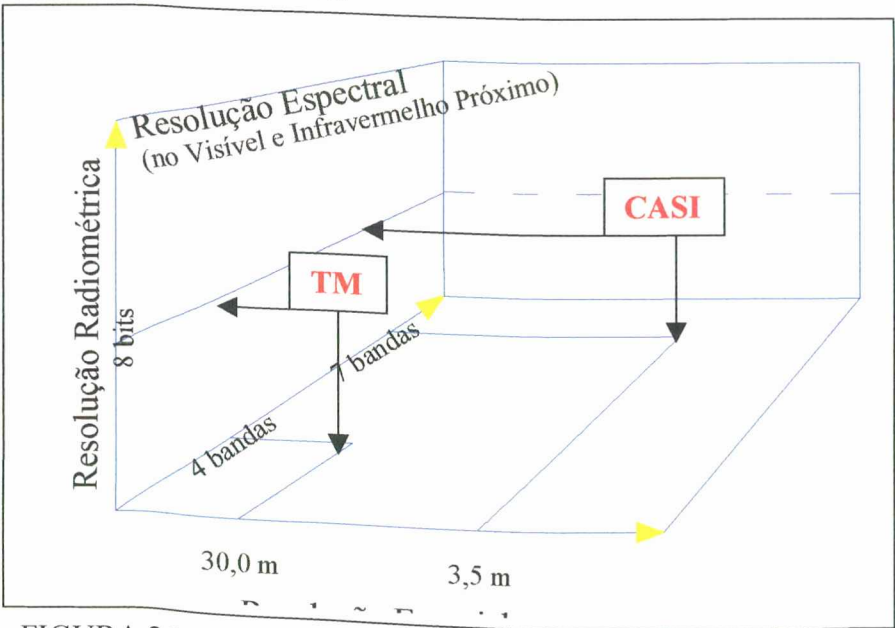


FIGURA 25: Comparação das resoluções dos sensores TM e CASI. Fonte: Adaptado de CHUVIECO, E. (1996).

É preciso esclarecer que nessa figura 25, a representação da resolução espacial em seu correspondente eixo foi feita sem escala nenhuma. Nesse eixo, a medida que nos deslocamos da origem para a direita aumenta a resolução espacial. Como é sabido, existe uma relação inversa entre a resolução espacial de um sensor e o tamanho no terreno dos pixels de suas imagens, portanto, quanto maior a resolução espacial de um sensor menor é a dimensão do pixel no terreno.

Na figura 25, observa-se a maior resolução espacial do sensor CASI em relação ao TM (3,5 m contra 30 m respectivamente), isto pode-se entender melhor ao comparar as áreas abrangidas no terreno por cada pixel das imagens dos diferentes sensores, no caso do TM era de 900 m² e para o CASI era de 12,3 m², isto é, na área abrangida por um pixel do TM cabiam exatamente 73,5 pixels do CASI.

Em relação à resolução espectral dos sensores, somente foram consideradas na figura 25, às bandas que os sensores TM e CASI apresentavam no espectro visível e no infravermelho próximo. A figura 26 apresenta, de forma mais clara, uma comparação entre as bandas empregadas pelos sensores utilizados, localizadas dentro do espectro visível e o infravermelho próximo. Segundo CAMPBELL (1996), o espectro visível compreende os comprimentos de onda (λ) que vão de 380 a 720 nm e o infravermelho próximo os que vão de 720 a 1300 nm.

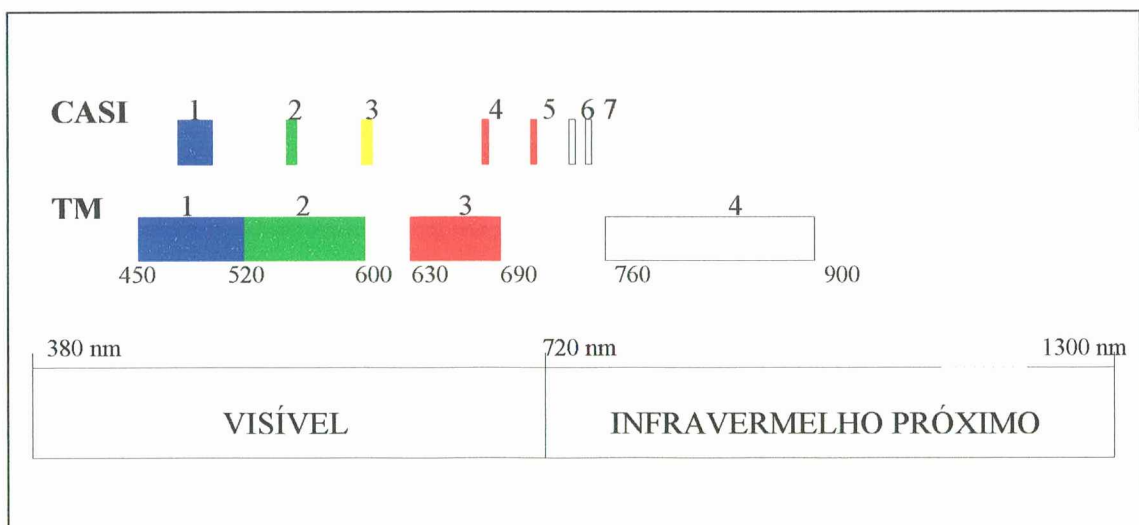


FIGURA 26: Comparação das bandas espectrais utilizadas pelos sensores TM e CASI.
Fonte: Adaptado de LOCH, R. (2000).

Nesta pesquisa, foram utilizadas as bandas 1, 2 e 3 TM, localizadas no espectro visível, para fazer os estudos da qualidade da água e a banda 4 TM, localizada no

infravermelho próximo, para diferenciar a água do solo. Em relação ao sensor CASI, suas imagens foram obtidas nos dias 17 e 18 de novembro de 1992, através da execução de quatorze faixas de vôo, das quais verificou-se que só duas (faixas 3 e 4) abrangiam parte da área de estudo. A localização das mesmas é mostrada na figura 27.

As imagens do sensor CASI foram adquiridas empregando-se o sensor no modo de captação de dados denominado espacial. Este permitiu obter imagens com um comprimento aproximado de 21 km, dos quais só foram utilizados nesta pesquisa faixas com um comprimento entre 6 a 7 km e uma largura de 1,8 km. Além disso, os dados foram obtidos com uma resolução espectral de 7 canais localizados, cinco deles no visível e dois no infravermelho próximo. Sobre isto, é preciso mencionar que além do maior número de bandas que tinha o sensor CASI em relação ao TM, elas eram muito mais estreitas, com uma largura espectral média de 7 nm contra os 87,5 nm de largura espectral média das bandas TM, portanto, o sensor CASI apresenta uma maior resolução espectral que o TM.

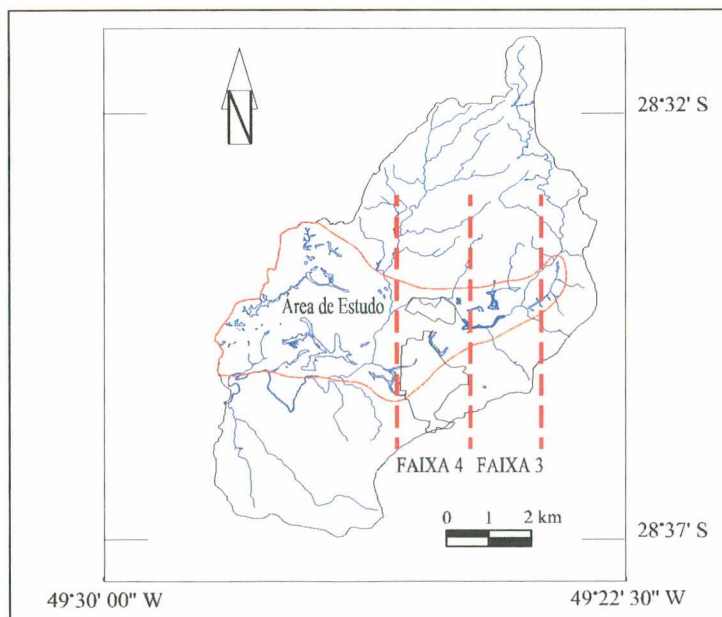


FIGURA 27: Faixas de vôo 3 e 4 feitas com o sensor CASI sobre a área de estudo.

Para comparar os resultados obtidos pelas diferentes bandas espectrais dos sensores TM e CASI, na discriminação da qualidade da água das lagoas artificiais analisadas, e tendo em conta que o sensor CASI apresentava 5 canais no visível contra só 3 canais do TM, achou-se conveniente utilizar as bandas do sensor CASI que ficaram inseridas dentro das bandas do TM. Por exemplo, na figura 26 se pôde observar que as

bandas 1, 2 e 4 do CASI estavam inseridas respectivamente nas bandas 1, 2 e 3 do TM. No caso da banda 3 do CASI, pôde-se olhar no mesmo gráfico que ela não estava inserida em nenhuma banda TM, portanto, não foi utilizada na comparação dos dados do CASI com os dados do TM.

Em relação à resolução radiométrica, as imagens utilizadas de ambos sensores apresentaram uma resolução radiométrica de 8 bits, isto é, tinham codificada a radiância proveniente da cena imageada em 256 tons de cinza.

5.2 COMPARAÇÃO DOS DADOS DO SENSOR TM

5.2.1 Comparação entre os NDs médios das lagoas pretas e verdes em cada banda TM

Observaram-se grandes semelhanças entre os NDs das lagoas da mesma cor, por exemplo, as três lagoas de cor verde estudadas apresentavam NDs muitos parecidos em cada banda TM considerada, o mesmo acontecia com os NDs das lagoas de cor preta. Não obstante, existiam diferenças entre os NDs das lagoas de cor preta e os NDs das lagoas de cor verde. Devido às semelhanças que apresentavam os NDs das lagoas de uma mesma cor e para facilitar sua comparação, foram calculados os NDs médios que apresentavam todas as lagoas pretas em cada banda TM considerada. O mesmo foi feito com as lagoas de cor verde.

No caso da imagem TM do ano 1986, os NDs médios das bandas 1 e 3 eram apenas maiores para as lagoas de cor verde em relação aos NDs médios das lagoas de cor preta, 89 contra 86 e 40 contra 34 respectivamente. No caso da banda 2 os NDs médios das lagoas de cor verde eram notoriamente maiores que os NDs médios das lagoas de cor preta, 46 contra 34, ver Tabela 9 e figura 28.

TABELA 9 - Comparação dos NDs médios TM, para 1986.

LAGOA	pH	COR	NÚMEROS DIGITAIS MÉDIOS		
			BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
LF-06	3,6	Preta	85	34	32
LF-10	2,5	Preta	87	34	35
		Médio	86	34	34
LF-03	4,7	Verde	89	46	41
LF-09	3,1	Verde	89	46	39
		Médio	89	46	40

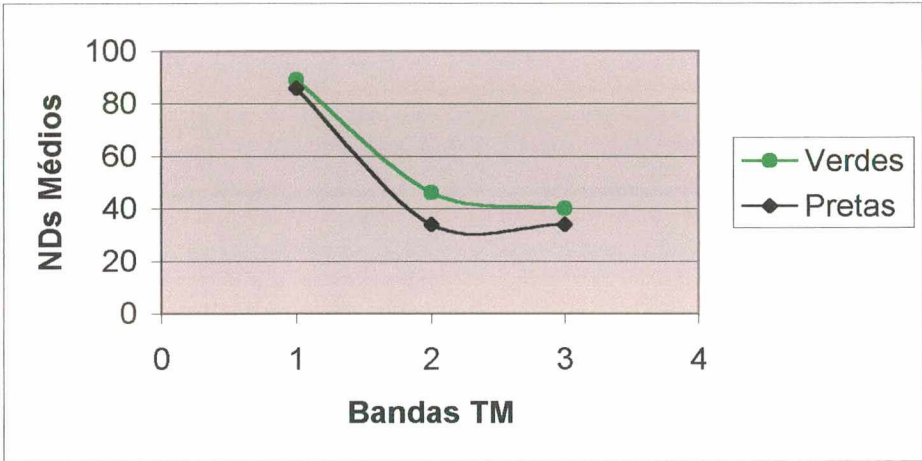


FIGURA 28: Comparação dos NDs médios das lagoas no ano 1986.

As cores das lagoas apresentadas na Tabela 9 foram obtidas a partir de uma composição colorida onde as bandas TM 1, 2 e 3 receberam as cores azul, verde e vermelha respectivamente, essa composição é equivalente, segundo CRÓSTA (1992), a uma composição colorida real. As lagoas que aparecem de cor preta nessa composição colorida tinham na realidade uma cor aparente escura, entre marrom e preta, e as de cor verde apresentavam a mesma cor no campo. No resto do trabalho, quando se indica a cor das lagoas, estará se fazendo referência à cor obtida nessa composição colorida real.

Com os dados da segunda imagem TM do ano 1996, aconteceu um fato semelhante àquele que tinha acontecido com a primeira imagem. Neste segundo caso observou-se que os NDs médios das bandas 1 e 3 eram maiores nas lagoas de cor verde, 71 contra 61 e 30 contra 26 respectivamente, e como no caso anterior era na banda 2

onde existia a maior diferença entre os NDs médios das lagoas de cor verde contra os das de cor preta, 38 contra 25, ver Tabela 10 e figura 29.

TABELA 10 - Comparação dos NDs médios TM, para 1996.

LAGOA	pH	COR	NÚMEROS DIGITAIS MÉDIOS		
			BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
LF-06	2,8	Preta	63	25	24
LF-10	2,8	Preta	64	28	30
LF-22	2,6	Preta	60	22	23
LF-27	2,5	Preta	58	23	24
		Médio	61	25	26
LF-03	5,8	Verde	69	36	32
LF-09	4,0	Verde	69	40	30
LM-02	6,7	Verde	74	39	29
		Médio	71	38	30

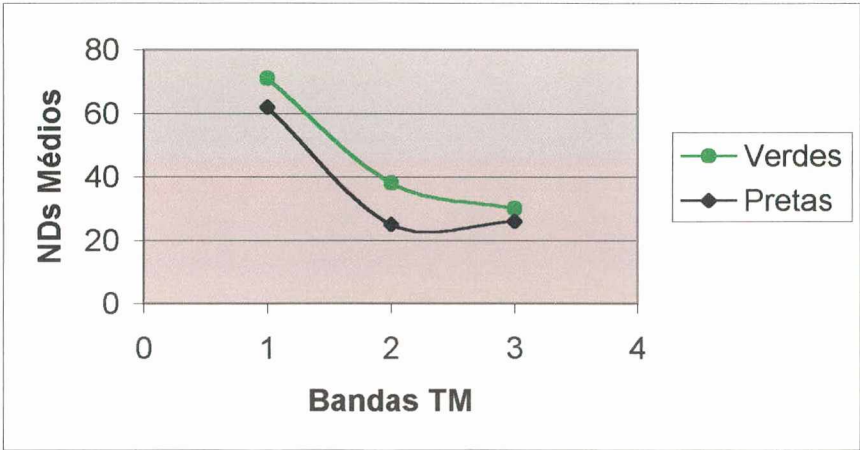


FIGURA 29: Comparação dos NDs médios das lagoas no ano 1996.

5.2.2 Aplicação de testes estatísticos aos dados do sensor TM

Nos testes de hipóteses aplicados para corroborar as diferenças observadas entre as lagoas pretas e verdes, em cada banda TM considerada das distintas imagens, traçou-se como hipótese nula (H_0), a igualdade de médias, neste caso a igualdade dos NDs médios obtidos para as lagoas pretas e verdes em uma determinada banda TM. Portanto,

a hipótese nula estabelecia que a refletância proveniente das lagoas pretas e verdes, registrada por uma dada banda TM, era a mesma. No caso de rejeitar-se essa hipótese, significaria que os NDs obtidos em uma determinada banda para as lagoas pretas e verdes pertenciam a distintas populações, isto é, a refletância proveniente das lagoas pretas e verdes era diferente. Os resultados obtidos são mostrados na Tabela 11.

TABELA 11 - Testes de hipóteses aplicados aos NDs das lagoas pretas e verdes em cada banda TM utilizada, para os anos 1986 e 1996.

ANO	TESTES DE HIPÓTESES ($\alpha = 0,01$)	BANDAS TM		
		BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
1986	$H_0 : \mu_1 = \mu_2$ $H_1 : \mu_1 \neq \mu_2$	$ Z_c > Z_t $ $7,73 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0	$ Z_c > Z_t $ $18,69 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0	$ Z_c > Z_t $ $10,51 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0
1996	$H_0 : \mu_1 = \mu_2$ $H_1 : \mu_1 \neq \mu_2$	$ Z_c > Z_t $ $20,23 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0	$ Z_c > Z_t $ $35,66 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0	$ Z_c > Z_t $ $15,32 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0

Da Tabela 11 concluímos, então, que há uma diferença significativa entre os NDs das lagoas pretas e verdes registrados nas diferentes bandas TM de cada data considerada. Portanto, comprovou-se estatisticamente que a refletância proveniente das lagoas pretas e verdes era diferente nos comprimentos de onda registrados pelas bandas 1, 2 e 3 do sensor TM.

5.3 COMPARAÇÃO DOS DADOS DO SENSOR CASI

5.3.1 Comparação dos NDs médios das lagoas pretas e verdes em cada banda CASI

No caso das imagens do sensor CASI foi possível determinar, devido a sua maior resolução espacial (3,5 m por 3,5 m), um número médio de 280 pixels em cada uma das três lagoas analisadas com essas imagens. Portanto, existia uma grande diferença no número de pixels amostrais que foram obtidos para essas lagoas pelos dois

diferentes sensores utilizados. No caso das imagens do sensor TM, só foram obtidos por lagoa um número médio de 21 pixels.

A seguir, a Tabela 12 mostra os NDs médios obtidos na imagem do sensor CASI para três lagoas da área em estudo, duas delas (LF-06 e LF-10) eram de cor preta e a restante (LF-09) de cor verde. Nessa tabela observa-se que os NDs médios obtidos na banda 2, permitiram diferenciar melhor a lagoa de cor verde (ND médio igual a 62) das lagoas pretas (NDs médios iguais a 27 e 21).

Além disso, os dados obtidos possibilitaram diferenciar as duas lagoas pretas, esse fato não aconteceu com os dados fornecidos pelo sensor TM, onde ambas lagoas pretas (LF-06 e LF-10) obtiveram NDs médios muito semelhantes impedindo, portanto, sua diferenciação. Na Tabela 12 é possível observar os diferentes NDs médios obtidos nas três bandas CASI utilizadas (1, 2 e 4) para as lagoas de cor preta. Essas diferenças entre os NDs médios das lagoas são mostradas graficamente na figura 30.

TABELA 12 - Comparação dos NDs médios do sensor CASI obtidos no ano 1992.

LAGOA	COR	NÚMEROS DIGITAIS MÉDIOS		
		BANDA 1	BANDA 2	BANDA 4
LF-06	Preta	31	27	12
LF-10	Preta	26	21	16
LF-09	Verde	39	62	18

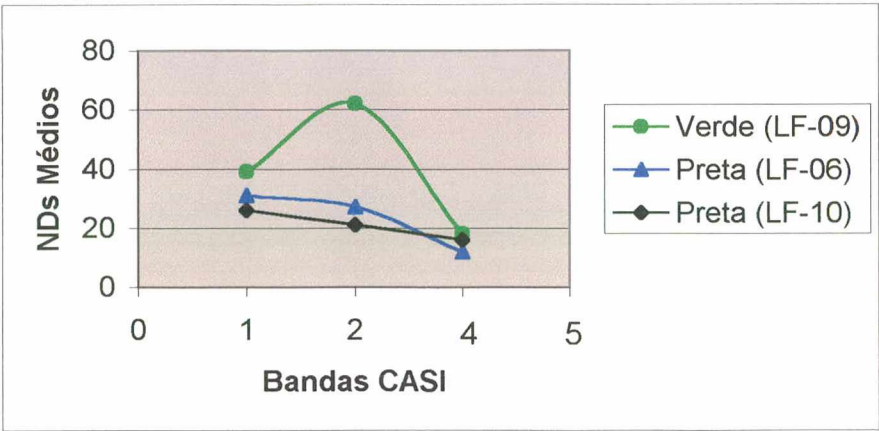


FIGURA 30: Comparação dos NDs médios das lagoas no ano 1992.

5.3.2 Aplicação de testes estatísticos aos dados observados nas imagens do CASI

Em seguida, foi aplicado um teste de hipóteses para verificar se os NDs obtidos para uma determinada lagoa nos três canais do CASI utilizados, pertenciam à mesma povoação que os NDs registrados em outra lagoa nos mesmos canais. Isto é, queria se verificar se a refletância das lagoas era a mesma. Portanto, a hipótese nula (H_0) proposta estabelecia a igualdade dos NDs médios obtidos em duas lagoas em um determinado canal. Ao verificar-se essa hipótese indicaria que a refletância proveniente dessas lagoas, registrada nesse canal, era a mesma, caso contrário, indicaria que a refletância das lagoas era diferente, ver Tabela 13.

TABELA 13 - Testes de hipóteses aplicados aos NDs das lagoas LF-06, LF-09 e LF-10 em cada banda do sensor CASI utilizada, para o ano 1992.

LAGOAS	TESTES DE HIPÓTESES ($\alpha = 0,01$)	BANDAS CASI		
		BANDA 1	BANDA 2	BANDA 4
LF-06 e LF-09	$H_0 : \mu_1 = \mu_2$ $H_1 : \mu_1 \neq \mu_2$	$ Z_c > Z_t $ $125,29 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0	$ Z_c > Z_t $ $288,49 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0	$ Z_c > Z_t $ $107,54 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0
LF-06 e LF-10	$H_0 : \mu_1 = \mu_2$ $H_1 : \mu_1 \neq \mu_2$	$ Z_c > Z_t $ $139,34 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0	$ Z_c > Z_t $ $109,29 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0	$ Z_c > Z_t $ $74,23 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0
LF-09 e LF-10	$H_0 : \mu_1 = \mu_2$ $H_1 : \mu_1 \neq \mu_2$	$ Z_c > Z_t $ $202,85 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0	$ Z_c > Z_t $ $318,04 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0	$ Z_c > Z_t $ $32,30 > 2,58$ \Rightarrow se rejeita H_0

Na Tabela 13, pode-se observar, que em todos os casos foi rejeitada a hipótese nula (H_0), isto indicou que os NDs registrados para as três lagoas, nas três bandas do sensor CASI utilizadas, pertenciam a diferentes populações, portanto, verificou-se estatisticamente que a refletância proveniente dessas lagoas nos comprimentos de onda registrados por essas bandas era diferente.

5.4 RELAÇÕES EMPÍRICAS

5.4.1 Verificação dos dados de campo

Prévio ao estabelecimento das relações empíricas, realizou-se a verificação dos dados de campo. Esses dados foram obtidos a partir das análises de laboratório feitas sobre as amostras de campo tomadas nas lagoas estudadas, nos anos 1986 e 1996. Lamentavelmente não foi possível adquirir dados de campo obtidos no ano 1992, ano de obtenção das imagens do sensor CASI. Para o ano 1986, ano de obtenção de uma das imagens TM utilizadas, foram adquiridos dados de pH da água de quatro lagoas pertencentes à área em estudo, as medições desses valores foram feitas pela FATMA, utilizando o método potenciométrico¹ (ver Tabela 14).

TABELA 14 - Valores de pH para 1986.

LAGOA	pH	COR
LF-06	3,6	Preta
LF-10	2,5	Preta
LF-03	4,7	Verde
LF-09	3,1	Verde

Fonte: FATMA (1986).

Na segunda data considerada, ano 1996, conseguiram-se dados de pH da água de oito lagoas localizadas na área de estudo. Além disso, obtiveram-se dados de concentrações de ferro (Fe), alumínio (Al) e sulfatos (SO₄) medidos pela JICA-FATMA nos anos 1996 e 1997 e por Martinello no ano 1997, ver Tabela 15. Aqui também, as medições dos valores de pH foram feitas empregando o método potenciométrico, as medições das concentrações dos metais (Fe e Al) foram realizadas através do método de espectrofotometria² e as medições das concentrações de sulfatos mediante o emprego do método turbidimétrico³.

¹ Potenciométrico: método de medição de pH que utiliza um instrumento denominado pHmetro, o qual está constituído por dois eletrodos conjugados, um indicador e outro de referência.

² Espectrofotometria: é um método ótico que emprega um aparelho chamado espectrofotômetro para medir a intensidade da radiação luminosa transmitida ou absorvida, em um determinado comprimento de onda, por um elemento químico em solução.

³ Turbidimétrico: método de medição que utiliza um instrumento chamado turbidímetro que detecta a luz que, incidindo sobre uma amostra, é dispersada a 90° ou é transmitida.

TABELA 15 - Valores de pH e concentração de ferro, alumínio e sulfatos para 1996.

LAGOA	COR	pH	Fe (mg/l)	Al (mg/l)	SO ₄ (mg/l)
LF-06	Preta	2,8	-	-	718,0
LF-10	Preta	2,5	131,4	71,4	1600,0
LF-21	Preta	-	424,0	144,0	3166,0
LF-22	Preta	2,6	220,8	71,4	950,0
LF-24	Preta	2,5	181,2	44,8	1000,0
LF-28	Preta	3,0	39,0	33,5	900,0
LF-03	Verde	5,8	-	-	196,0
LF-09	Verde	4,0	1,6	11,5	300,0
LM-02	Verde	6,7	0,6	0,1	470,0

Fonte: JICA-FATMA (1996/1997) e Martinello (1997).

- : sem informação.

Todas as amostras de campo foram tomadas em pontos discretos dentro das lagoas da área em estudo, com uma diferença mínima em tempo de quinze dias e uma máxima de dois meses, em relação às datas de obtenção das imagens TM nos anos 1986 e 1996. Neste ponto, é preciso remarcar que os diferentes autores consultados, entre eles HARDING et al. (1995), LIEDTKE et al. (1995), RUIZ-AZUARA (1995), CAIRNS (1997), HAN (1997) e ANDERSON & ROBBINS (1998), recomendam tomar as amostras de campo simultaneamente com a obtenção das imagens de SR, isto é, com uma diferença de tempo inferior a uma hora. Mas, devido à indisponibilidade de dados de campo nas datas de obtenção das imagens TM, e considerando, que segundo os dados obtidos pela FATMA (1986), pela JICA-FATMA (1996/1997) e por Martinello (1997), a variação nos valores de pH da água das lagoas estudadas durante o intervalo de tempo que ia de outubro a dezembro de cada ano considerado, era menor ou igual a $\pm 0,2$; isto é, uma lagoa que tivesse um valor médio de pH em suas águas de 2,5 durante esses meses do ano, ele poderia variar, no máximo, no intervalo que vai de 2,3 a 2,7. Também, os desvios nas concentrações de metais e sulfatos nas lagoas durante esses três meses foram baixos (10 mg/l para o ferro, 4 mg/l para o Alumínio e 100 mg/l para os sulfatos), esses pequenos desvios eram esperados porque tais concentrações de metais e sulfatos estão relacionadas às variações dos valores de pH. Portanto, devido a esses fatos, é que se decidiu utilizar os dados de campo existentes, apesar da não haver sido obtidos simultaneamente com as imagens TM.

A localização precisa dos pontos amostrais dentro dos corpos de água estudados não era conhecida, entretanto, através de testes de pH feitos nos anos 1999 e 2000, verificou-se em várias lagoas da área de estudo, que cada uma delas mantinha constante os valores de pH em diferentes pontos de sua superfície, e como as concentrações de metais e sulfatos estão relacionadas aos valores de pH, assumiu-se que as mesmas permaneciam constantes ao longo de uma determinada lagoa.

Considerando agora as variações anuais dos valores de pH e das concentrações de metais e sulfatos nas lagoas, observou-se, a partir dos dados disponíveis, que no caso dos valores de pH existiu um desvio anual de 1 unidade e no caso dos metais e sulfatos, o desvio anual em suas concentrações foi de 58,5 mg/l para o ferro, 21,4 mg/l para o alumínio e de 700,0 mg/l para os sulfatos. Não obstante, esses desvios no pH e nas concentrações de metais e sulfatos, em relação ao valor médio anual, registraram-se entre o período de estiagem (abril - setembro) e o período chuvoso (dezembro - fevereiro). No primeiro período, registrou-se uma diminuição do pH da água das lagoas juntamente com um aumento na concentração dos metais e sulfatos que foi atribuída à queda do volume de água, e no período chuvoso registrou-se um aumento do volume de água das lagoas, juntamente com o aumento nos valores de pH e a diminuição na concentração de metais e sulfatos, existindo, portanto, uma relação inversa entre o pH e as concentrações de metais e sulfatos presentes nas lagoas ácidas estudadas. Essa relação inversa também foi verificada nos corpos de água da área de estudo pela JICA-FATMA nos anos 1996 e 1997.

Também detectou-se que as lagoas com baixo pH ($\text{pH} < 3$) apresentavam maior concentração de metais e sulfatos. O mesmo fato foi observado por MARTINELLO (1997), que comprovou que as lagoas com baixos pH ($\text{pH} < 3$) possuem uma maior concentração de metais solúveis, principalmente ferro, e as lagoas de maior pH ($\text{pH} > 5$) possuem uma baixa concentração de metais em estado solúvel, porque estes em presença de pH elevados precipitam na forma de hidróxidos ficando no sedimento do fundo das lagoas.

Em relação à cor aparente escura, entre marrom e preta, observada nas lagoas com $\text{pH} < 3$, estaria relacionada principalmente à maior concentração de ferro que elas possuem, a qual produz um aumento da turbidância e absorvância da água dessas

lagoas. MARTINELLO (1997), sustenta que a cor da água das lagoas sofre influência direta da concentração de ferro em estado solúvel que elas possuem, já que os testes de neutralização, efetuados por essa autora, mostraram que o ajuste das amostras de água dessas lagoas a pH 6, fazia cair sua cor a zero, juntamente com a diminuição do 99% da concentração de ferro, o qual precipitava na forma de hidróxido de ferro depositando-se no fundo do recipiente que continha a amostra.

Nas visitas de campo, feitas no ano 1999 e 2000, observou-se nas lagoas de cor aparente verde LF-03 e LF-09, a presença de algas no fundo de suas margens, também, MARTINELLO (1997) encontrou algas no fundo das margens da lagoa LM-02. Essas três lagoas, LM-02, LF-03 e LF-09 apresentavam uma cor verde semelhante, embora seus pH eram um tanto diferentes, 6,7; 5,8 e 4,0 respectivamente. É preciso lembrar, que essas lagoas tinham uma baixa concentração de ferro em solução, apresentando uma média de 2 mg/l. A presença de algas no fundo das margens dessas lagoas estaria relacionada a seu maior pH ($\text{pH} \geq 4$) e poderia explicar a cor verde dessas lagoas. Segundo ANDERSON e ROBBINS (1998), as condições mais neutras presentes em águas com $\text{pH} > 6$, favorecem o desenvolvimento de algas e pigmentos associados, os quais contribuem para a assinatura espectral do corpo de água.

Nos dados remotos, obtidos da sub-cena TM do ano 1996, constatou-se grandes semelhanças ao comparar os ND médios dessas três lagoas nas três bandas TM, isto é mostrado na Tabela 16.

TABELA 16 - NDs médios TM das lagoas de cor verde para 1996.

LAGOA	pH	COR	NÚMEROS DIGITAIS MÉDIOS		
			BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
LF-03	5,8	Verde	69	36	32
LF-09	4,0	Verde	69	40	30
LM-02	6,7	Verde	74	39	29

A cor aparente de um corpo de água é por definição, aquela produzida pela reflexão da luz em partículas em suspensão ou no fundo do corpo de água. No caso das lagoas pretas, sua cor deve-se à maior absorção da luz produzida pela alta concentração

de ferro em estado solúvel. No caso das lagoas verdes, sua cor seria dada pela reflexão da luz nas partículas em suspensão. Em ambos os casos ficou descartada a influência do sedimento do fundo das lagoas na sua cor, devido aos trabalhos de campo efetuados no ano 2000, verificou-se, através do uso de uma pequena draga (ver figura 31) que o sedimento do fundo das lagoas de cor preta era formado por hidróxido de ferro que apresentava uma coloração alaranjada. No caso das lagoas verdes o sedimento do fundo era constituído, principalmente, por argilas que lhe davam uma coloração preta, mostrado na figura 32.

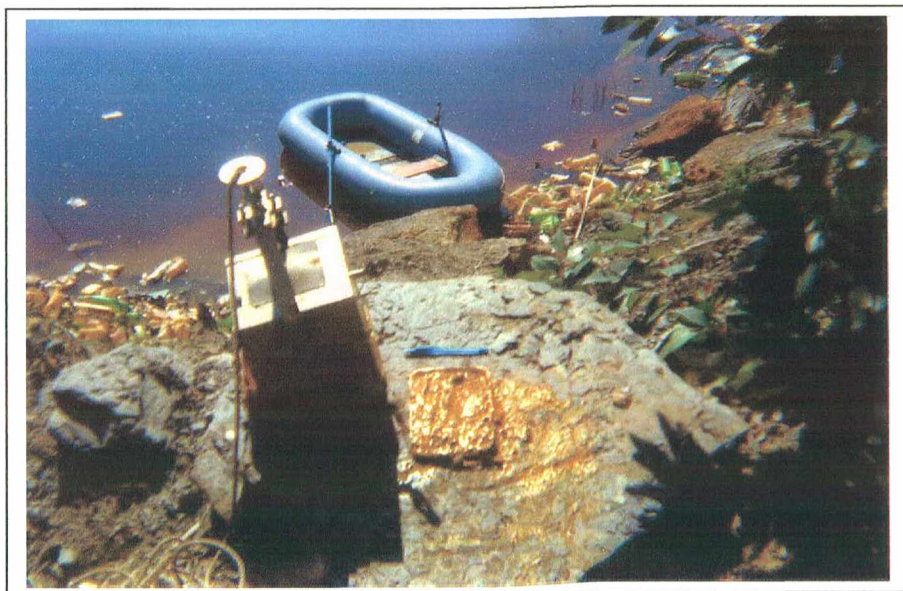


FIGURA 31: Draga e amostra do sedimento do fundo da lagoa preta LF-21.



FIGURA 32: Amostra do sedimento do fundo da lagoa verde LF-03.

5.4.2 Análises de correlação entre os NDs médios e os valores de pH

A seguir são mostrados os resultados da análise de correlação realizada entre os NDs médios das lagoas estudadas, obtidos nas sub-cenas TM, e os valores de pH medidos nas mesmas. A Tabela 17 mostra os NDs médios das bandas 1, 2 e 3 do sensor TM para cada lagoa analisada, no ano 1986, e os coeficientes de correlação (r) obtidos entre estes e os valores de pH das lagoas.

TABELA 17 - Coeficientes de correlação (r) entre os NDs médios TM e os valores de pH para 1986.

LAGOA	COR	pH	NÚMEROS DIGITAIS MÉDIOS		
			BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
LF-06	Preta	3,6	85	34	32
LF-10	Preta	2,5	87	34	35
LF-03	Verde	4,7	89	46	41
LF-09	Verde	3,1	89	46	39
		r	0,271	0,526	0,486

Fonte (dados de pH): FATMA (1986).

Observa-se na Tabela 17, que houve uma baixa correlação entre o pH das lagoas e os ND médios das três bandas do sensor TM, para o ano 1986. Isto indica um baixo grau de dependência linear entre os valores de pH e os NDs médios dessas bandas, portanto, não foi possível estabelecer, nessa data, modelos de regressão estatísticos para prever os valores de pH das lagoas a partir dos dados remotos. A figura 33, mostra graficamente a relação entre os dados de pH e os NDs médios das bandas 1 e 2 TM.

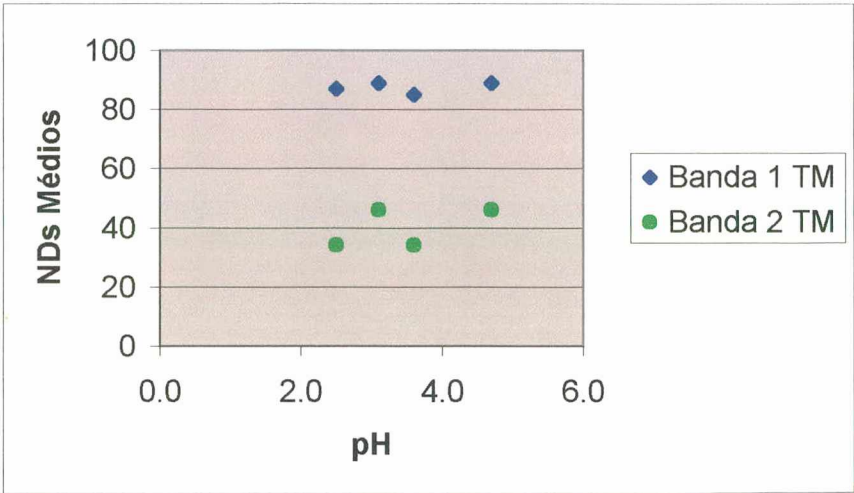


FIGURA 33: Relação entre os NDs médios das bandas 1 e 2 TM e os valores de pH no ano 1986.

Os coeficientes de correlação obtidos para a segunda data considerada são mostrados na Tabela 18.

TABELA 18 - Coeficientes de correlação (r) entre os NDs médios TM e os valores de pH para 1996.

LAGOA	COR	pH	NÚMEROS DIGITAIS MÉDIOS		
			BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
LF-06	Preta	2,8	63	25	24
LF-10	Preta	2,8	64	28	30
LF-22	Preta	2,6	60	22	23
LF-24	Preta	2,5	58	23	24
LF-28	Preta	3,0	64	26	29
LF-03	Verde	5,8	69	36	32
LF-09	Verde	4,0	69	40	30
LM-02	Verde	6,7	74	39	29
		r	0,898	0,827	0,583

Fonte (dados de pH): JICA-FATMA (1996/1997) e Martinello (1997).

Na Tabela 18, observa-se uma melhor correlação linear entre o pH e os NDs médios das bandas 1 e 2 do sensor TM, sendo os coeficientes de correlação de 0,898 e 0,827 respectivamente. A seguir, a figura 34 mostra graficamente essa relação entre os NDs médios (bandas 1 e 2 TM) e os valores de pH das lagoas.

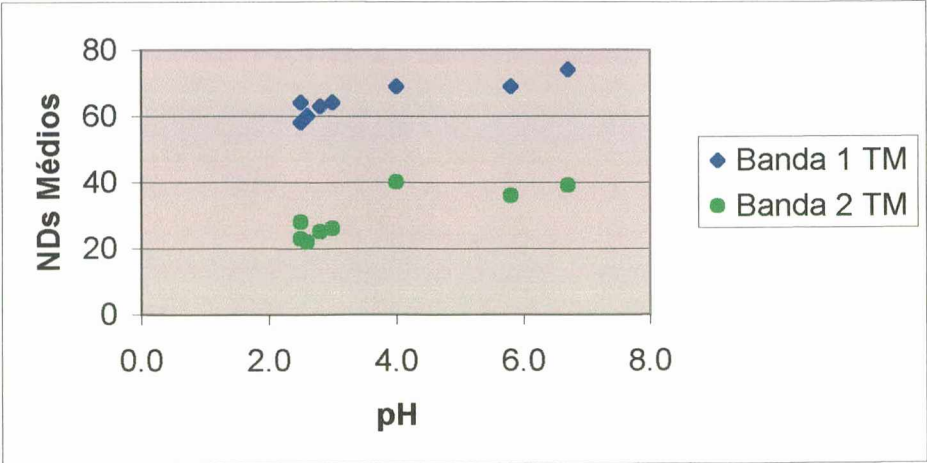


FIGURA 34: Relação entre os NDs médios das bandas 1 e 2 TM e os valores de pH para o ano 1996.

Na figura 34, observa-se que aumentos nos valores de pH produzem maiores NDs, portanto, isto indica que existe uma relação direta entre o pH e os NDs médios.

5.4.3 Análises de correlação entre os NDs médios e as concentrações de ferro

Para a segunda data considerada, ano 1996, haviam também, dados de campo das concentrações de ferro (Fe), obtidos em sete lagoas da área em estudo. Comparando esses dados com os dados de pH das mesmas lagoas verificou-se a existência de uma relação inversa entre ambos.

Na seqüência, foram calculados os coeficientes de correlação entre os NDs médios e os dados das concentrações de ferro das sete lagoas. Os resultados são mostrados na Tabela 19, na qual se pode observar que em função dos altos coeficientes obtidos, próximos a -1, existiu uma boa relação linear entre os dados do sensor TM e os dados das concentrações de ferro. O sinal negativo (-) indica uma relação inversa, isto é, grandes valores de uma das variáveis estão relacionados a pequenos valores da outra e vice-versa.

TABELA 19 - Coeficientes de correlação (r) entre os NDs médios TM e os valores das concentrações de Ferro para 1996.

LAGOA	COR	Fe (mg/l)	NÚMEROS DIGITAIS MÉDIOS		
			BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
LF-10	Preta	131,4	64	28	30
LF-21	Preta	424,0	56	19	18
LF-22	Preta	220,8	60	22	23
LF-24	Preta	181,2	58	23	24
LF-28	Preta	39,0	64	26	29
LF-09	Verde	1,6	69	40	30
LM-02	Verde	0,6	74	39	29
		r	-0,856	-0,830	-0,935

Fonte (dados de Ferro): JICA-FATMA (1996/1997) e Martinello (1997).

A seguir, a figura 35 mostra graficamente a relação entre os NDs médios (bandas 1, 2 e 3 TM) e as concentrações de ferro das lagoas. Nessa figura se pode olhar também, que a relação existente entre os NDs médios e as concentrações de ferro (mg/l) é exatamente oposta à que acontecia entre os NDs médios e os valores de pH. Aqui se trata de uma relação inversa, isto é, aumentos na concentração de ferro produzem NDs menores.

Esses resultados também foram obtidos por outros autores com amostras de campo, nas quais comprovaram que quanto maior a concentração de ferro implica em água mais escura (preta), devido ao aumento da turbidância inorgânica no corpo de água. Aqui se comprova na figura 35, como a medida que aumenta a concentração de ferro nas lagoas estudadas os NDs diminuem.

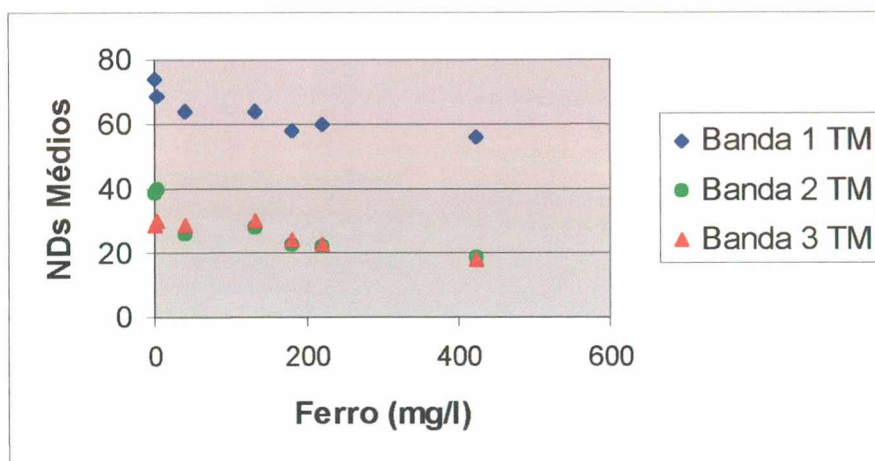


FIGURA 35: Relação entre os NDs médios e as concentrações de ferro (mg/l).

5.4.4 Análises de correlação entre os NDs médios e as concentrações de alumínio

Também, para o ano 1996, haviam dados de campo das concentrações de alumínio (Al) obtidos em sete lagoas da área em estudo. Como no caso do ferro, existia uma relação inversa com os valores de pH, isto é, a menor pH da água de uma lagoa implicava maiores concentrações de alumínio. A seguir, a Tabela 20 mostra os resultados obtidos na análise de correlação.

TABELA 20 - Coeficientes de correlação (r) entre os NDs médios TM e os valores das concentrações de Alumínio para 1996.

LAGOA	COR	Al (mg/l)	NÚMEROS DIGITAIS MÉDIOS		
			BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
LF-10	Preta	132,4	64	28	30
LF-21	Preta	144,0	56	19	18
LF-22	Preta	71,4	60	22	23
LF-24	Preta	44,8	58	23	24
LF-28	Preta	33,5	64	26	29
LF-09	Verde	11,5	69	40	30
LM-02	Verde	0,1	74	39	29
		r	-0,680	-0,689	-0,539

Fonte (dados de Alumínio): JICA-FATMA (1996/1997) e Martinello (1997).

Os coeficientes obtidos foram menores que os obtidos para as concentrações de ferro, indicando, portanto, um menor grau de relação linear entre essas concentrações e os NDs médios. Na figura 36, pode-se observar a relação existente entre os NDs médios (bandas 1 e 2 TM) e as concentrações de alumínio (mg/l) das lagoas.

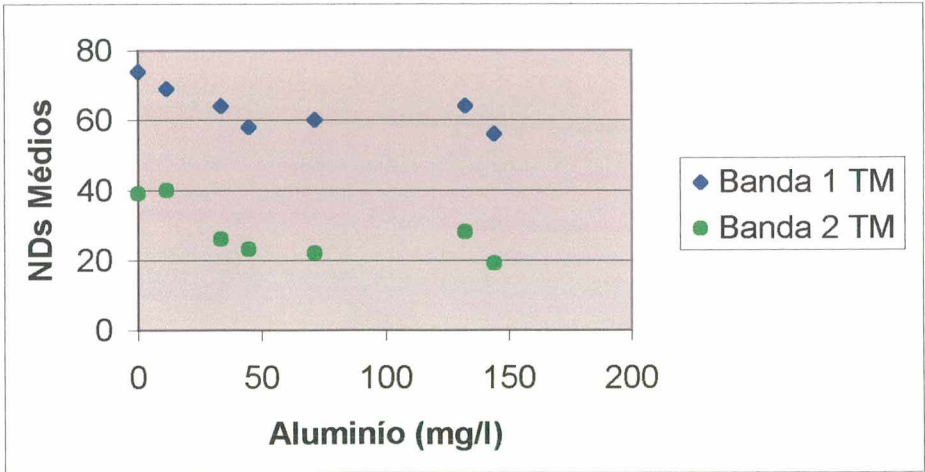


Figura 36: Relação entre os NDs médios das bandas 1 e 2 TM e as concentrações de alumínio.

5.4.5 Análises de correlação entre os NDs médios e as concentrações de sulfatos

Na Tabela 21 se podem observar os coeficientes de correlação (r) obtidos entre os NDs médios e as concentrações de sulfatos em nove lagoas. A figura 37 mostra a relação existente entre esses dados.

TABELA 21 - Coeficientes de correlação (r) entre os NDs médios TM e os valores das concentrações de Sulfatos para 1996.

LAGOA	COR	SO ₄ (mg/l)	NÚMEROS DIGITAIS MÉDIOS		
			BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
LF-06	Preta	718,0	63	25	24
LF-10	Preta	1876,0	64	28	30
LF-21	Preta	3166,0	56	19	18
LF-22	Preta	950,0	60	22	23
LF-24	Preta	1000,0	58	23	24
LF-28	Preta	900,0	64	26	29
LF-03	Verde	196,0	69	36	32
LF-09	Verde	300,0	69	40	30
LM-02	Verde	470,0	74	39	29
		r	-0,691	-0,680	-0,680

Fonte (dados de Sulfatos): JICA-FATMA (1996/1997) e Martinello (1997).

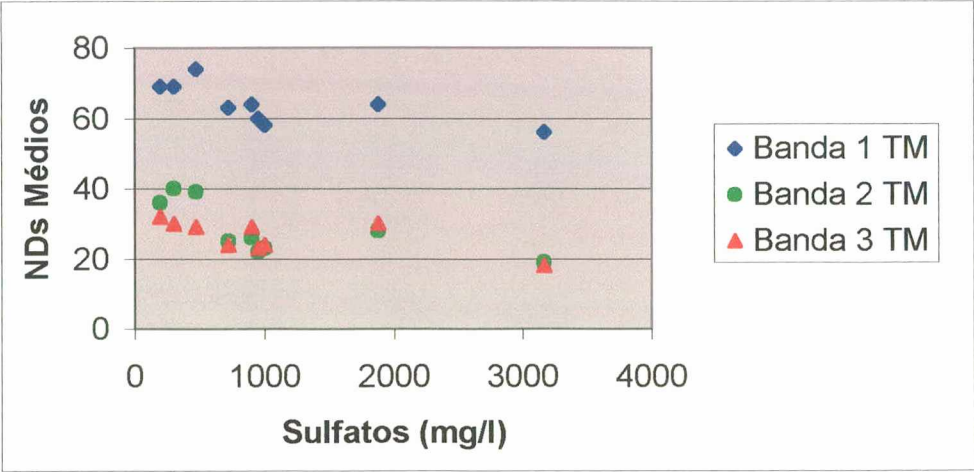


FIGURA 37: Relação entre os NDs médios (Bandas TM) e as concentrações de sulfatos.

A Tabela 21 mostra que os coeficientes de correlação conseguidos foram semelhantes aqueles dos dados das concentrações de alumínio, portanto, menores aqueles obtidos para os valores de pH e as concentrações de ferro. A figura 37 mostra, também, que existe uma relação inversa entre os NDs médios da sub-cena TM do ano 1996 e as concentrações de sulfatos das lagoas analisadas.

5.4.6 Escolha do indicador da qualidade da água

Dos resultados obtidos nas análises de correlação, observa-se que o ferro é o elemento mais relacionado linearmente com os NDs médios, sendo seus coeficientes de correlação com as bandas TM 1, 2 e 3 de -0,856, -0,830 e -0,935 respectivamente (ver Tabela 19). Também, obtiveram-se coeficientes de correlação acima do limiar estabelecido previamente ($|r| \geq 0,800$), entre os valores de pH e os NDs médios das bandas TM 1 e 2, sendo seus valores de 0,898 e 0,827 respectivamente (ver Tabela 18). No caso dos coeficientes de correlação obtidos entre os NDs médios e as concentrações de alumínio e sulfatos, seus valores foram menores que o valor limiar, portanto, não foram considerados nas análises de regressão, ver Tabela 22.

TABELA 22 - Coeficientes de Correlação (r) entre os NDs médios TM e os valores de pH e as concentrações de Ferro, Alumínio e Sulfatos para 1996.

INDICADORES DA QUALIDADE DA ÁGUA	COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR (r)		
	BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
pH	0,898	0,827	0,583
Ferro	-0,856	-0,830	-0,935
Alumínio	-0,680	-0,689	-0,539
Sulfatos	-0,691	-0,680	-0,680

Portanto, a partir dos resultados obtidos nas análises de correlação, foram escolhidos como indicadores da qualidade da água para realizar as análises de regressão os valores de pH e as concentrações de ferro.

5.4.7 Análises de regressão entre os NDs médios e as concentrações de ferro

Como já foi comentado, os modelos de regressão linear podem resumir, de forma direta, as diferentes respostas obtidas pelos sensores remotos para várias concentrações de diferentes indicadores da qualidade da água presentes em um corpo de água. Modelos de regressão linear foram desenvolvidos para prever as concentrações de ferro (mg/l) nas lagoas estudadas. No desenvolvimento de tais modelos utilizaram-se como variáveis independentes os NDs médios obtidos nas bandas 1, 2 e 3 da sub-cena TM, do ano 1996, e como variável dependente empregaram-se as concentrações de ferro (mg/l) obtidas nas lagoas estudadas na mesma data.

A Tabela 23 mostra os modelos de regressão linear simples e múltipla, selecionados para prever as concentrações de ferro (mg/l) nas lagoas estudadas, e também, os valores dos parâmetros estatísticos utilizados em sua avaliação. Esses modelos de regressão e seus parâmetros estatísticos foram calculados no software estatístico utilizado.

TABELA 23 - Modelos de regressão linear simples e múltipla selecionados para o ferro e seus parâmetros estatísticos.

MODELOS	r	R ²	EP	F
1) [Fe] = 616,83 - 16,03 (B2)	0,913	0,833	72,35	19,907
2) [Fe] = 939,37 - 30,37 (B3)	0,930	0,865	65,11	25,527
3) [Fe] = 1237,95 - 8,91 (B1) - 19,97 (B3)	0,957	0,915	59,58	16,130
4) [Fe] = 849,40 - 7,91 (B2) - 18,11 (B3)	0,962	0,926	55,55	18,783
5) [Fe] = 921,78 - 1,74 (B1) - 6,71 (B2) - 17,94 (B3)	0,963	0,927	67,80	8,410

Da Tabela 23 desprende-se, analisando-se os parâmetros estatísticos, principalmente o erro padrão, que o modelo 4 que utilizava como variáveis independentes os NDs médios das bandas 2 e 3 TM, apresentava-se como o melhor para prever as concentrações de ferro dos corpos de água analisados. Esse modelo é apresentado a seguir:

$$[\text{Fe}]_i = 849,40 - 7,91 (\text{B2})_i - 18,11 (\text{B3})_i \quad (5.4.7.1)$$

Com: $(\text{B2})_i$ variável independente que representa o ND médio da banda 2 TM obtido na lagoa i ;

$(\text{B3})_i$ variável independente que representa o ND médio da banda 3 TM obtido na lagoa i ;

$[\text{Fe}]_i$ concentração média de ferro predita na lagoa i , para valores particulares das variáveis independentes $(\text{B2})_i$ e $(\text{B3})_i$.

No entanto, o erro padrão (EP) desse modelo é ainda bastante grande (55,55 mg/l), ver Tabela 23. Se consideram-se as lagoas pretas mais poluídas onde as concentrações de ferro são maiores a 400 (mg/l), um erro dessa grandeza (55,55 mg/l) não teria demasiada influência no valor predito, mas, se consideram-se as lagoas com melhor qualidade da água onde as concentrações de ferro não superam os 2 mg/l, então, nesses casos um erro padrão dessa magnitude não é mais aceitável.

Portanto, os modelos desenvolvidos para prever as concentrações de ferro das lagoas, foram rechaçados por causa do erro que se poderia cometer ao realizar a predição de um valor, principalmente quando se tratasse de lagoas com boa qualidade de água ($[\text{Fe}] \leq 2,0 \text{ mg/l}$).

5.4.8 Análises de regressão entre os NDs médios e os valores de pH

A Tabela 24, mostra os modelos de regressão linear simples e múltipla selecionados para prever os valores de pH das lagoas estudadas, além disso, são mostrados os valores dos parâmetros estatísticos utilizados em sua avaliação.

TABELA 24 - Modelos de regressão linear simples e múltipla selecionados para o pH e seus parâmetros estatísticos.

MODELOS	r	R ²	EP	F
1) $\text{pH} = -14,55 + 0,28 \text{ (B1)}$	0,898	0,806	0,78	24,873
2) $\text{pH} = -15,31 + 0,30 \text{ (B1)} - 0,014 \text{ (B2)}$	0,898	0,806	0,86	10,398
3) $\text{pH} = -14,78 + 0,32 \text{ (B1)} - 0,071 \text{ (B3)}$	0,903	0,816	0,83	11,088
4) $\text{pH} = -14,42 + 0,31 \text{ (B1)} + 0,007 \text{ (B2)} - 0,07 \text{ (B3)}$	0,903	0,816	0,93	5,918

Os quatro modelos de regressão linear simples e múltipla mostrados na Tabela 24, foram selecionados porque, além de cumprir com os requisitos estabelecidos ($|r| \geq 0,800$; $R^2 \geq 0,700$ e $F \geq 4$), tinham principalmente um erro padrão menor a 1 ($EP < 1$).

Esses quatro modelos escolhidos para predizer valores de pH, foram testados utilizando valores da variável independente, isto é, NDs médios daquelas lagoas onde se conheciam os valores de pH da água. A Tabela 25 mostra as faixas de NDs médios formadas em cada banda TM para o ajuste do modelo, a partir dos NDs médios das lagoas que possuíam dados de campo.

TABELA 25 - Faixas de NDs médios utilizadas nas bandas TM para 1996.

	BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
FAIXAS de NDs Médios	56 a 74	19 a 40	18 a 32

A partir desse teste verificou-se que o melhor modelo de regressão linear para predizer os valores de pH das lagoas estudadas era o modelo 4, isto é, aquele que utilizava como variáveis independentes os NDs médios das três bandas TM:

$$(pH)_i = -14,42 + 0,31 (B1)_i + 0,01 (B2)_i - 0,07 (B3)_i \quad (5.4.8.1)$$

Com: $(B1)_i$, $(B2)_i$ e $(B3)_i$ variáveis independentes que representam respectivamente, os NDs médios das bandas 1, 2 e 3 TM obtidos na lagoa i ; $(pH)_i$ valor médio de pH predito na lagoa i , para valores particulares das variáveis independentes $(B1)_i$, $(B2)_i$ e $(B3)_i$.

Na Tabela 26 é mostrada uma comparação entre os valores de pH medidos no campo e os valores de pH preditos pelo modelo 4 em oito lagoas da área de estudo. Entretanto, a Tabela 27 mostra os valores de pH preditos por esse modelo em três lagoas da mesma área, nas quais não se tinham dados de campo.

TABELA 26 - Comparação entre os valores de pH medidos nas lagoas e os valores de pH preditos pelo modelo 4 com um Erro Padrão de 0,93 unidades de pH.

LAGOA	COR	pH	
		VALORES MEDIDOS	VALORES PREDITOS
LF-06	Preta	2,8	3,3
LF-10	Preta	2,5	3,2
LF-22	Preta	2,6	2,5
LF-24	Preta	2,5	2,0
LF-28	Preta	3,0	3,3
LF-03	Verde	5,8	4,6
LF-09	Verde	4,0	4,8
LM-02	Verde	6,7	6,4

Fonte (valores medidos de pH): JICA-FATMA (1996/1997) e Martinello (1997).

TABELA 27 - Valores de pH preditos pelo modelo 4 (EP=0,93).

LAGOA	COR	NÚMEROS DIGITAIS MÉDIOS			pH (Predito)
		BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3	
LF-11	Preta	64	28	24	3,6
LF-21	Preta	56	19	18	1,6
LM-01	Preta	59	24	25	2,0

Na Tabela 27 pode observar-se que a lagoa LF-21 apresenta, segundo o valor predito pelo modelo 4, um pH de 1,6. Esse valor de pH menor que 2 não existe na realidade. A causa mais provável do erro na predição do valor de pH dessa lagoa, seria o grande volume de água que esta possui devido a sua maior superfície e profundidade. Esse volume de água produz um aumento na absorção da radiação solar, portanto, ocasiona nas diferentes bandas TM utilizadas NDs menores que provocam uma predição incorreta do valor de pH da lagoa.

O conhecimento das relações entre os dados de um indicador da qualidade da água e os dados de um sensor remoto, permitiu realizar predições sobre o estado desses poluentes em diferentes corpos de água da área em estudo. É importante esclarecer que os modelos de regressão, desenvolvidos para esses corpos de água, foram baseados em um número reduzido de dados de campo, portanto, devem ser considerados como uma tentativa preliminar de ajuste, sendo necessário um número maior de observações para comprovar as relações sugeridas. Além disso, as equações de regressão estabelecidas só podem ser utilizadas com dados remotos obtidos na imagem TM, do ano 1996, isto é, são específicas para essa imagem. Também esses modelos só devem ser utilizados para interpolação, isto é, os dados remotos empregados (NDs médios) devem pertencer às faixas de valores utilizados para o ajuste do modelo, portanto, extrapolações fora dessas faixas de dados não são válidas. Isto significa que os modelos desenvolvidos só podem prever os valores ou concentrações dos indicadores da qualidade da água, naqueles corpos de água que apresentem características, tais como: cor, superfície e profundidade, semelhantes a dos corpos de água a partir dos quais foram desenvolvidos.

Na sequência, a partir dos valores preditos pelo modelo 4 elaborou-se um mapa temático dos valores de pH das lagoas estudadas, utilizando como base de referência uma carta digital em escala 1:20.000, ver figura 38. Nessa figura, as diferentes cores das lagoas analisadas indicam, quantitativamente, diferentes intervalos de valores de pH, além disso, essas cores representam qualitativamente, diferentes qualidades da água, por ser o pH um de seus principais indicadores específicos. Se consideramos o meio ambiente, isto é, o desenvolvimento floro-faunístico, o incremento nos valores de pH das lagoas estudadas (de vermelho a azul na figura 38), indica uma melhora na sua qualidade da água.

5.5 ANÁLISE MULTITEMPORAL

5.5.1 Correção Radiométrica

A correção radiométrica aplicada às sub-cenas TM teve como objetivo modificar seus NDs para corrigir a degradação produzida pela dispersão atmosférica. A radiação eletromagnética que incide sobre os sensores a bordo de um satélite, é formada por dois componentes. Um deles corresponde à radiação refletida ou emitida pelos elementos da superfície terrestre e o outro corresponde à radiação produzida pela interferência da atmosfera, conhecida como dispersão atmosférica ou espalhamento atmosférico. Este segundo componente é adicionado ao primeiro. Portanto, a correção radiométrica efetuada consistiu em identificar e eliminar esse segundo componente do brilho da imagem.

Para corrigir o brilho produzido pela dispersão atmosférica aplicou-se o método de regressão. A figura 39, mostra a linha de regressão obtida ao relacionar os NDs da banda 1 com os NDs da banda 7 da imagem TM do ano 1996. Nesse gráfico, obtido no software Idrisi, não é possível observar o ponto de intersecção entre a linha de regressão e o eixo da banda 1, devido a que só mostra o eixo da banda 1 a partir do valor 53, sendo que a intersecção produz-se em um ponto anterior a esse valor. O gráfico também mostra a equação de regressão linear simples obtida e o coeficiente de correlação linear (r) entre as bandas consideradas.

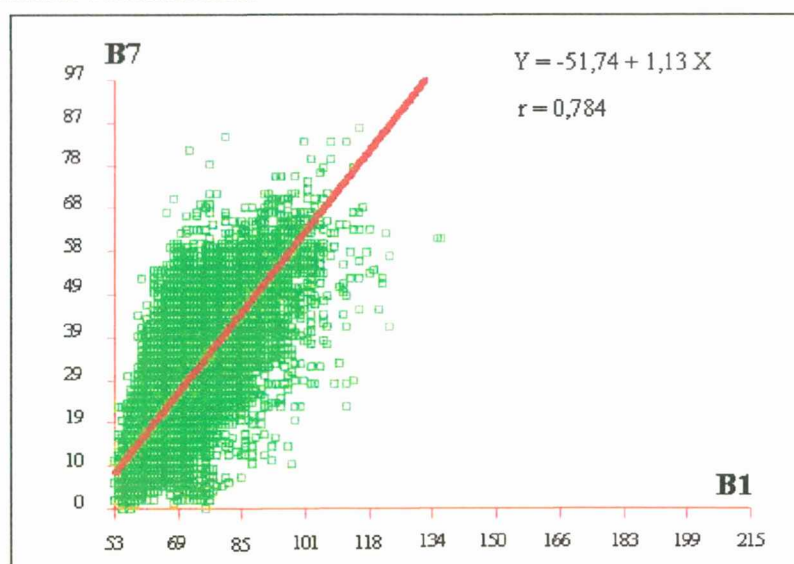


FIGURA 39: Equação de regressão, coeficiente de correlação e gráfico da linha de regressão obtidos entre os NDs das bandas TM 1 e 7.

Para conhecer o valor no eixo da Banda 1 onde se produzia a intersecção com a linha de regressão, foi calculado da equação de regressão o valor de **X** considerando **Y** igual a zero, isto é:

$$Y = -51,74 + 1,13 X$$

$$\text{se } Y = 0 \Rightarrow 0 = -51,74 + 1,13 X$$

$$\text{calculando temos: } X = 51,74 / 1,13$$

$$X = 45,88 \cong 46$$

O valor de **X** obtido foi transformado de número real para número inteiro e logo foi subtraído do ND de cada pixel da banda 1, com isso, eliminou-se o componente do brilho produzido pela dispersão atmosférica. Essa operação de subtração foi realizada no software Idrisi.

Na Tabela 28 são mostradas as equações de regressão, os coeficientes de correlação (**r**) e os valores de **X** obtidos ao aplicar o método de regressão às bandas 1, 2 e 3 TM das duas sub-cenas consideradas.

TABELA 28 - Valores de brilho (**X**) a serem subtraídos dos NDs dos pixels das bandas 1, 2 e 3 TM em cada sub-cena considerada.

ANO	BANDA TM	EQUAÇÃO DE REGRESSÃO	r	X
1986	BANDA 1	$Y = -101,99 + 1,48 X$	0,817	69
	BANDA 2	$Y = -43,83 + 1,79 X$	0,854	25
	BANDA 3	$Y = -11,49 + 0,95 X$	0,864	12
1996	BANDA 1	$Y = -51,74 + 1,13 X$	0,784	46
	BANDA 2	$Y = -19,54 + 1,37 X$	0,803	14
	BANDA 3	$Y = -2,03 + 0,80 X$	0,819	3

5.5.2 Correção Geométrica

Concluída a correção radiométrica foi realizada a correção geométrica das sub-cenas para ajustá-las ao mesmo sistema de referência para poder, então, compará-las pixel a pixel. Para tanto, aplicou-se um registro de imagens para outorgar as duas sub-cenas TM as mesmas coordenadas imagens (fila, coluna). As duas sub-cenas registradas são mostradas na figura 40.

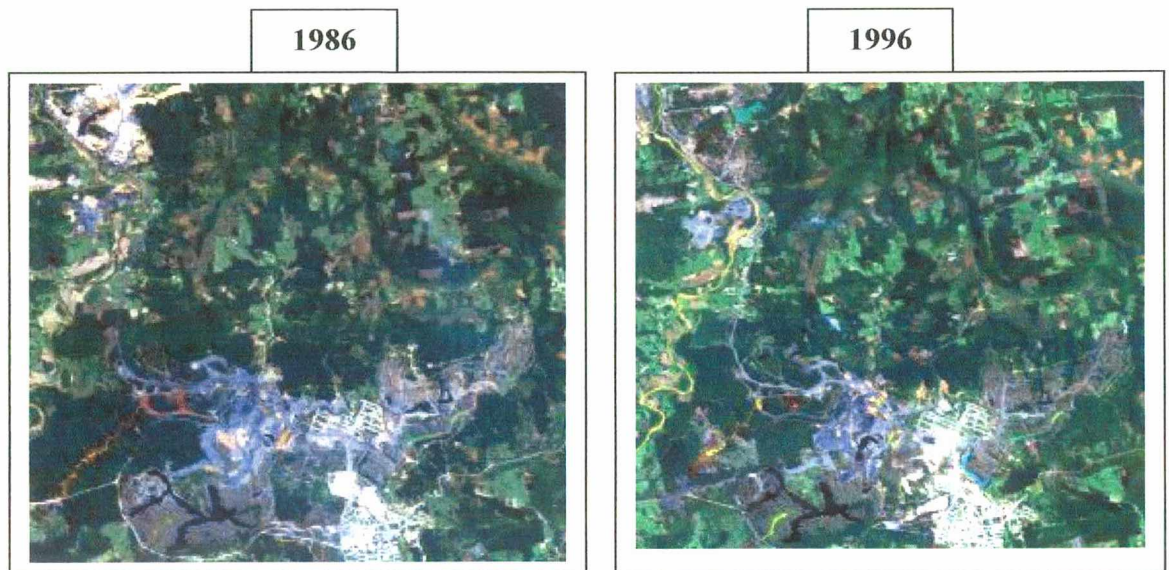


FIGURA 40: Composição colorida real das sub-cenas TM registradas.

5.5.3 Métodos de Análise Multitemporal de Imagens

Na seqüência, aplicaram-se diferentes métodos de análise multitemporal de imagens sobre as sub-cenas TM corrigidas geométrica e radiometricamente. O objetivo da análise foi comparar as sub-cenas dos anos 1986 e 1996, para determinar se tinham acontecido mudanças na qualidade da água das lagoas nesse período de tempo.

5.5.3.1 Composições Coloridas

Realizaram-se entre as duas sub-cenas corrigidas, três composições coloridas, uma para cada banda TM utilizada. Dessas, a que melhor permitiu diferenciar visualmente as mudanças acontecidas na qualidade da água das lagoas foi a composição

colorida realizada na banda 2, ver figura 41. Nessa figura aparecem de cor turquesa as lagoas que incrementaram seus NDs entre as datas consideradas, tal o caso das lagoas LF-09 e LM-02. Esse incremento nos NDs indicou uma melhora na qualidade da água dessas lagoas, isto foi verificado no caso da lagoa LF-09, com os dados de campo obtidos nas duas datas consideradas.

Na mesma figura, aparece de cor vermelha a lagoa LF-22. Essa cor indica que a lagoa reduziu seus NDs no intervalo de tempo considerado. Mas a redução dos NDs dessa lagoa não foi provocada por mudanças em sua qualidade da água, mas sim, por mudanças em sua forma, isto é, a lagoa incrementou consideravelmente seu tamanho para a segunda data considerada. Portanto, aqueles pixels que na primeira data não pertenciam à lagoa LF-22, tinham NDs altos, produto da refletância do solo, mas na segunda data formavam parte do corpo de água, e então, apareciam com NDs baixos, produto da menor refletância da água. Por último, na figura 41 aparecem em tons de cinza as lagoas que não experimentaram mudanças, isto é, permaneceram estáveis.

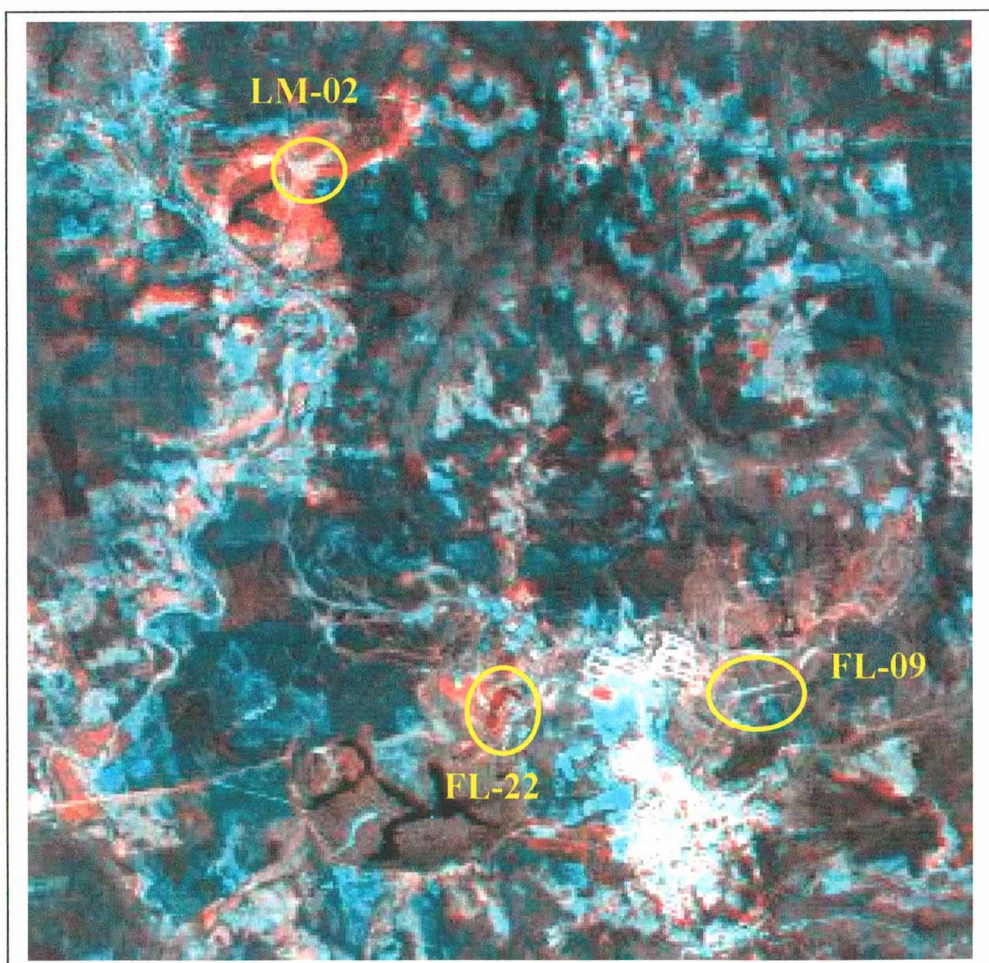


FIGURA 41: Composição colorida da banda 2, em círculos as lagoas estudadas.

5.5.3.2 Componentes Principais

Dos seis componentes principais obtidos na análise, os três primeiros não foram considerados porque registraram informação comum às duas datas consideradas, isto é, a estável. Portanto, os componentes utilizados foram os três últimos, os quais registraram as mudanças acontecidas entre as duas datas.

Dos três últimos componentes obtidos (4, 5 e 6), o que melhor mostrou as mudanças acontecidas nos corpos de água foi o componente 4. Na imagem desse componente foi possível observar as mudanças que tinham acontecido nas lagoas LF-09, LM-02 e LF-22. Além disso, a imagem do componente 4 mostrou que tinham acontecido mudanças na lagoa LF-25 e, também, em outros corpos de água não considerados nesta pesquisa, tais como o Rio Mãe Luzia e a lagoa LF-20, ver figura 42.

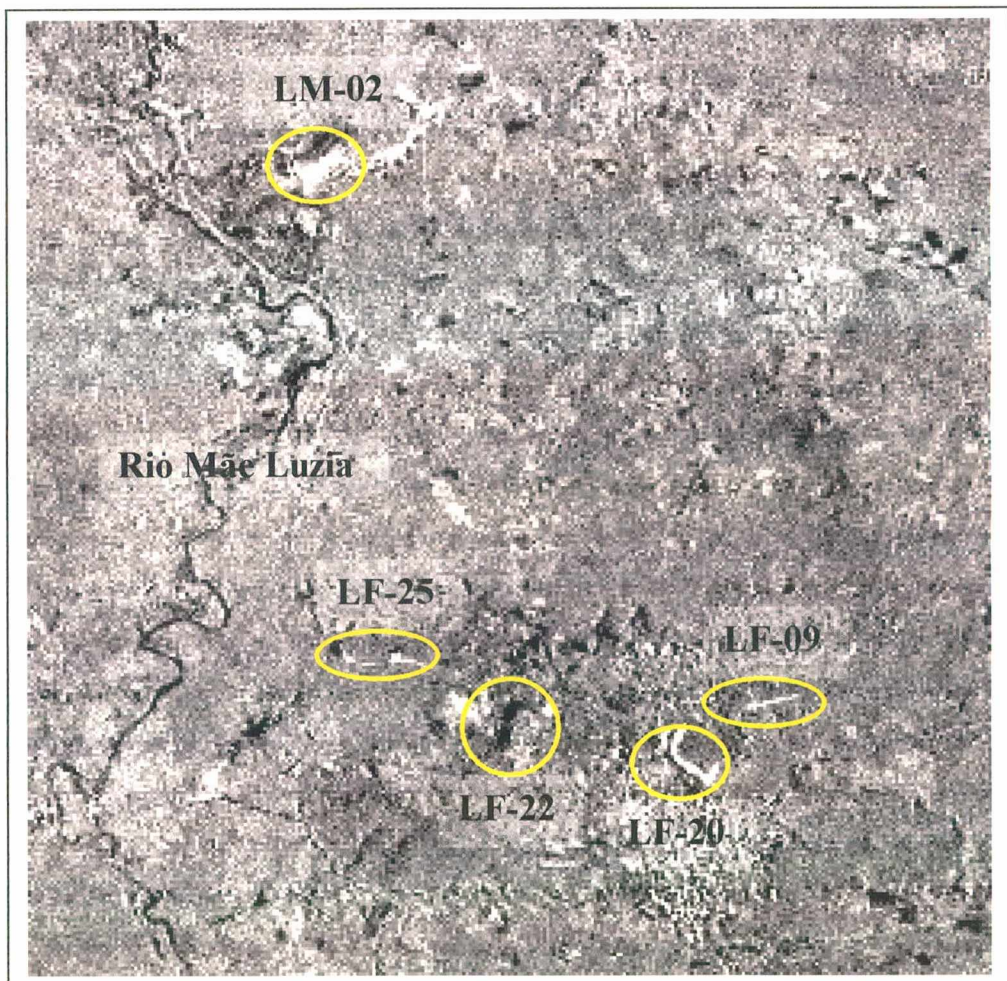


FIGURA 42: Componente principal número 4, em círculos aparecem as lagoas que sofreram mudanças.

Na imagem do componente principal número 4, mostrada na figura 42, aparecem de cor branca os corpos de água que aumentaram seus NDs entre as datas consideradas, e em cor preta os que o reduziram.

5.5.3.3 Quociente de Bandas

Obtiveram-se três quocientes de banda, um por cada banda utilizada. Desses, só mostraram mudanças nos corpos de água os quocientes realizados nas bandas 1 e 2. Além disso, os resultados fornecidos foram parciais, porque somente mostraram as mudanças acontecidas na lagoa LF-22 e LF-20, ver figura 43.

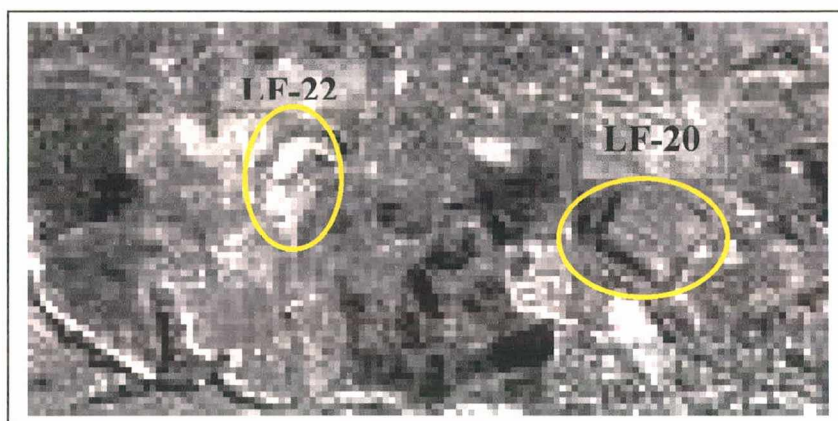


FIGURA 43: Quociente entre as bandas 2 das sub-cenas dos anos 1986 (numerador) e 1996 (denominador).

Foram feitos, também, quocientes de bandas utilizando como numerador as bandas da sub-cena do ano 1996 e como denominador as bandas da sub-cena do ano 1986, obtendo-se como resultado os negativos das imagens obtidas no primeiro quociente, isto é, com as cores invertidas, mostrado na figura 44.

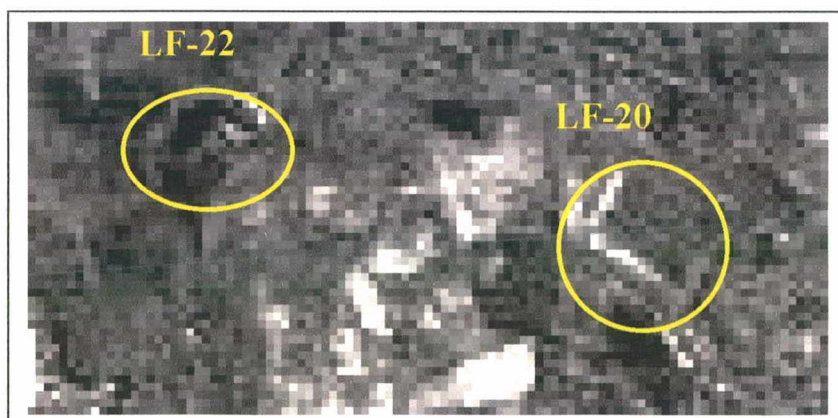


FIGURA 44: Quociente entre as bandas 2 das sub-cenas dos anos 1996 (numerador) e 1986 (denominador).

5.5.4 Georreferenciamento

Finalmente, efetuou-se o georreferenciamento das imagens obtidas nos diferentes métodos de análise multitemporal para o sistema de projeção UTM empregando o processo de reamostragem. Para a execução desse processo utilizaram-se 17 pontos de controle que foram distribuídos no centro e nas bordas das imagens consideradas. As coordenadas UTM desses pontos foram obtidas de uma carta digital com escala 1:20.000. O erro quadrático médio (RMS) total cometido foi de 0,509941 de pixel, isto é, quase a metade de um pixel, portanto, o erro RMS total foi de 15,30 m. As imagens georreferenciadas dos diferentes métodos de análise multitemporal são mostradas nas figuras 45, 46 e 47.

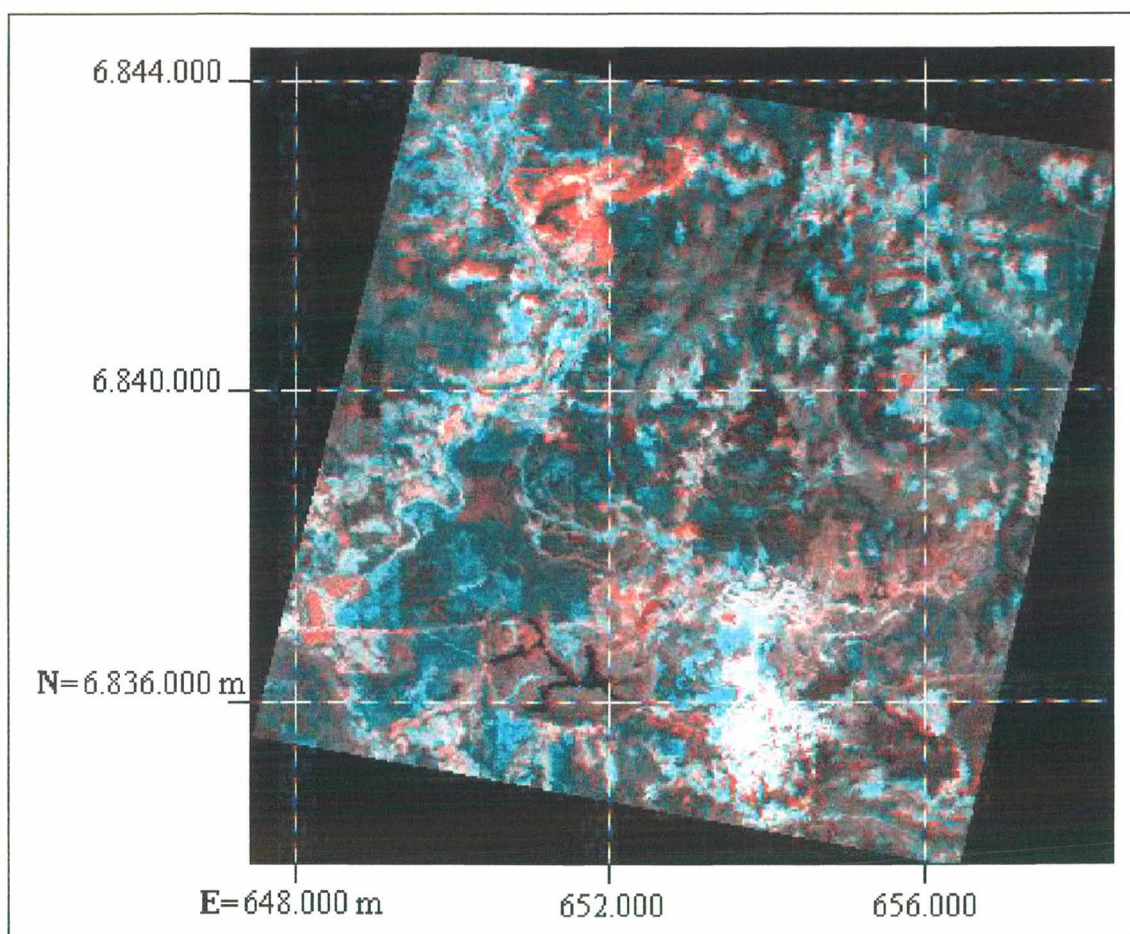


FIGURA 45: Composição colorida da banda 2 georreferenciada ao sistema de projeção UTM.

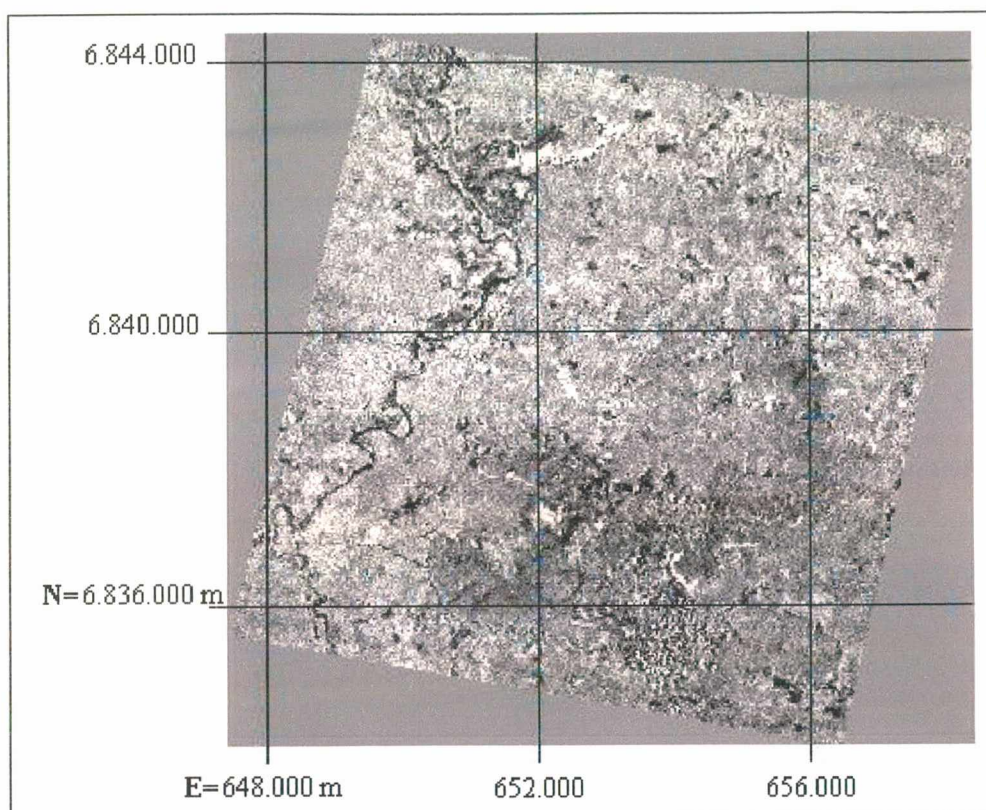


FIGURA 46: Componente principal número 4 georreferenciada ao sistema de projeção UTM.

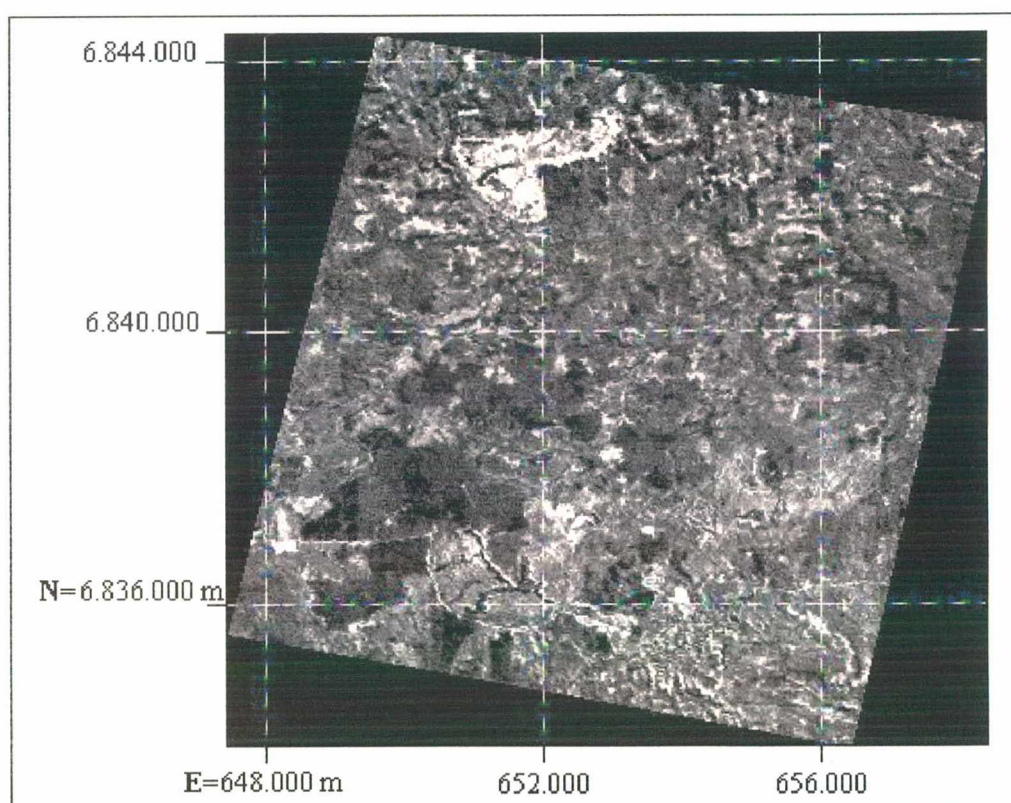


FIGURA 47: Quociente da banda 2, georreferenciada ao sistema de projeção UTM.

6 CONCLUSÕES

- As imagens de sensoriamento remoto utilizadas mostraram-se úteis para fazer estudos da qualidade da água das lagoas artificiais consideradas.
- A banda 2 (região do verde no espectro visível de 500 a 600 nm) de ambos sensores empregados (TM e CASI), foi a que melhor diferenciou a cor de lagoas com diferente qualidade da água.
- Ao comparar os resultados obtidos pela banda 2 de ambos sensores, TM e CASI, na diferenciação de lagoas com diferentes cores, isto é, com diferentes qualidade da água, observou-se que a banda 2 do sensor CASI teve maior poder de discriminação que a banda 2 do sensor TM, porque diferenciou também, as lagoas pretas.
- Apesar da escassez de dados de campo e esses terem sido obtidos não concomitantemente às imagens de satélite, as análises de correlação realizadas entre eles e os NDs da imagem TM, do ano 1996, indicaram que dos quatro parâmetros específicos da qualidade da água utilizados (pH, alumínio, ferro e sulfatos), o pH e o ferro eram os melhor relacionados com os NDs, portanto, foram utilizados nas análises de regressão para desenvolver os modelos de predição de seus valores ou concentrações nos corpos de água analisados.
- Os modelos de regressão obtidos para predizer as concentrações de ferro, nas lagoas estudadas, foram rechaçados por causa de seu grande Erro Padrão (EP=55,55 mg/l). No entanto, os modelos desenvolvidos para predizer os valores de pH foram aprovados porque tinham um Erro Padrão que foi considerado aceitável (EP=0,93 unidades de pH).
- Os modelos de regressão linear múltipla estabelecidos para predizer os valores de pH da água, nas lagoas analisadas, são exclusivos para esses corpos de água. Além disso, esses modelos somente podem ser utilizados para explorar combinações das variáveis independentes dentro das faixas de NDs

observados para essas lagoas, nas diferentes bandas da imagem TM do ano 1996; extrapolações fora dessas faixas de valores não são válidas.

- Os valores de pH preditos por um dos modelos de regressão foram utilizados para a confecção de um mapa temático, o qual permitiu conhecer o estado da qualidade da água das lagoas analisadas. Além disso, esse mapa temático pode ser anexado aos diferentes mapas temáticos que conformam o CTM para que, através de seus cruzamentos, seja possível detectar, monitorar e controlar o estado da qualidade da água dos corpos de água de uma determinada bacia hidrográfica.
- A aplicação de uma análise multitemporal de imagens, através de distintos métodos, permitiu observar que durante o período considerado (10 anos), quatro lagoas da área de estudo tinham incrementado sua refletância. Mas esses incrementos na refletância, não indicaram melhoras na qualidade da água. Por exemplo, no caso das lagoas LF-09 e LM-02, verificou-se através dos dados de campo disponíveis e as visitas de campo, que realmente o incremento na refletância dessas lagoas devia-se a uma melhora em sua qualidade da água. Não obstante, no caso das lagoas LF-20 e LF-25, verificou-se através das visitas de campo, que tinham um baixo pH ($\text{pH} \leq 3$), portanto, as mudanças observadas nessas lagoas não foram produzidas por uma melhora na sua qualidade da água.
- Na análise multitemporal de imagens realizada, o método dos componentes principais apresentou-se como o melhor dos métodos empregados. A imagem do componente número 4, possibilitou visualizar que lagoas tinham sofrido mudanças durante as datas consideradas.

7 RECOMENDAÇÕES

- Os métodos desenvolvidos podem ser adaptados para avaliar e monitorar a qualidade da água de corpos de água localizados em áreas de mineração ou em outras onde estiverem sendo comprometidos por alguma fonte poluidora. Isto permitirá aos órgãos de controle ambiental dispor de mais uma ferramenta para realizar sua tarefa de fiscalização.
- Que os métodos propostos nesta pesquisa sejam aplicados em outras bacias das Regiões Sul e Extremo Sul de Santa Catarina, para avaliar e monitorar numerosos e importantes corpos de água, tais como o complexo lagunar, formado por treze lagoas de água salgada e outras sete de água doce, com destaque das Lagoas de Santo Antônio dos Anjos, Mirim e Imaruí, as quais estão sendo poluídas gradualmente pela descarga contínua de vários tipos de poluentes, entre eles os produzidos pela atividade de exploração do carvão.
- A geração de um mapa temático de algum parâmetro específico da qualidade da água, permitirá aos órgãos responsáveis ter um conhecimento prévio das condições dos corpos de água presentes em uma determinada Bacia Hidrográfica, e em função disso, gerenciar sua utilização para irrigação, consumo, recreação, etc.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, J. E., ROBBINS, E. I. Spectral reflectance and detection of iron-oxide precipitates associated with acidic mine drainage. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, v. 64, n. 12, p. 1210-1208, dez. 1998.
- BITENCOURT, L. R., LOCH, C. O uso das séries históricas de fotografias aéreas para monitoramento físico-espacial de propriedades rurais visando a avaliação da legalidade das posses. In: III COBRAC - CONGRESSO BRASILEIRO DE CADASTRO TÉCNICO MULTIFINALITARIO. Anais. Florianópolis, 1998.
- BLACKWELL, R. J. Water quality and environment. In: FIFTH ANNUAL W. T. PECORA MEMORIAL SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING (6. : 1979 : Sioux Falls). Anais. Minneapolis, AWRA, 1981. p. 615.
- BLACHUT, T.J. Cadastre as a basis of general land inventory of the country. Canadá, National Council, 1974.
- BORCHARDT, J. A., GRAHAM WALTON. Water quality and treatment. New York, McGraw-Hill Book Company, 1971. Cap 1: Water quality.
- BORTOT, A. O uso do cadastro técnico multifinalitário na avaliação de impactos ambientais e na gestão ambiental na mineração do carvão - estudo de caso: mina do trevo, Rio Albina - Siderópolis SC. Florianópolis, 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, UFSC.
- BRAGA, H. J. Previsão agrícola: uma nova abordagem. Florianópolis, 1995. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção), UFSC.
- CAIRNS, S. H., DICKSON, K. L., ATKINSON, S. F. An examination of measuring selected water quality trophic indicators with SPOT satellite HRV data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, v. 63, n. 3, p. 263-265, mar. 1997.
- CAMPBELL, J. B. Introduction to remote sensing. New York - London, The Guilford Press, 1996. Cap. 18: Hydrospheric Sciences.
- CAMPBELL, W. J. An application of landsat and computer technology to potential water pollution from soil erosion. In: FIFTH ANNUAL W. T. PECORA MEMORIAL SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING (6. : 1979 : Sioux Falls). Anais. Minneapolis, AWRA, 1981. p. 616-621.
- CHUVIECO, E. Fundamentos de teledetección espacial. Madrid, Ediciones Rialp S.A., 1996. Cap. 7: Tratamiento digital de imágenes: II. Generación de información temática.
- CHUVIECO, E. El factor temporal en teledetección: evolución fenomenológica y análisis de cambios. *Revista de Teledetección*, n. 10, p. 39-48, dez. 1998.

- ENGMAN, E. T., GURNEY, R. J. Remote sensing in hydrology. London, Chapman and Hall, 1991. Cap. 9: Water quality, Cap. 10: Water resources management and monitoring.
- FALCONER, A., DEUTSCH, M., MYERS, L. Lake Ontario dynamics and water quality observations using thematically enhanced landsat data. In: FIFTH ANNUAL W. T. PECORA MEMORIAL SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING (6. : 1979 : Sioux Falls). Anais. Minneapolis, AWRA, 1981. p. 655-661.
- FOLETO, E. A. Inventário das fontes potenciais de poluição dos recursos hídricos da microbacia hidrográfica do Rio Cocal/SC. Florianópolis, 1995. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, UFSC.
- GAPLAN - Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. Atlas de Santa Catarina. Rio de Janeiro, 1986.
- GOWER, A. M. Water quality in catchment ecosystems. New York, John Wiley & Sons, 1980. Preface, Cap 10: Water quality modelling.
- HESSLEY, R. K., REASONER, J. W., RILEY, J. T. Coal science. New York, John Wiley & Sons, 1986. Cap. 1: An introduction to coal and coal science, Cap. 5: The analytical chemistry of coal.
- HILL, J. M., GRAHAM, D. S. Using enhanced landsat images for calibrating real time estuarine water quality models. In: FIFTH ANNUAL W. T. PECORA MEMORIAL SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING (6. : 1979 : Sioux Falls). Anais. Minneapolis, AWRA, 1981. p. 603-614.
- IPH/UFRGS, FATMA - Instituto de Pesquisas Hidráulicas/Universidade Federal de Rio Grande do Sul, Fundação do Meio Ambiente. Estudo de qualidade das águas e principais atividades poluidoras na bacia do alto Rio Mãe Luzia em Santa Catarina. Porto Alegre, 1981.
- JICA, FATMA, UNESC, NUPESE - Japan International Cooperation Agency, Fundação do Meio Ambiente, Universidade do Extremo Sul Catarinense, Núcleo de Pesquisas e Estudos Sócio-Econômicos. Estudo de custo - benefício para recuperação de áreas degradadas pela mineração do carvão em Santa Catarina. Criciúma, 1997. Cap. I: 1.1 O problema ambiental, Cap. I: 1.2 Descrição do problema.
- JICA, SDM, FATMA - Japan International Cooperation Agency, Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina. Interim report for the feasible study on recuperation of mined-out areas in the Shouth Region of Santa Catarina in the Federative Republic of Brazil. Japan, Mitsubishi Materials Corporation Chiyoda-Dames & Moore CO., LTD., 1997.
- _____. Estudo de viabilidade da recuperação das áreas mineradas na Região Sul de Santa Catarina República Federativa do Brasil. Japan, Mitsubishi Materials

- Corporation Chiyoda-Dames & Moore CO., LTD., 1998. Cap. II: O contexto setorial.
- JOLY, F. A cartografia. Campinas, Papirus, 1990.
- KARNAUKHOVA, E. A intensidade de transformação antrópica da paisagem como um indicador para a análise e a gestão ambiental. Florianópolis, 2000. Dissertação (Mestrado em Eng. Civil) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, UFSC.
- KELM, D. F. P. Estruturação de um cadastro técnico histórico para análise física ambiental de áreas de mineração de carvão. Florianópolis, 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, UFSC.
- KOVAR, K., NACHTNEBEL, H. P. Application of geographic information systems in hydrology and water resources management. Oxfordshire, IAHS (International Association of Hydrological Sciences), 1996. Cap. 8: Remote sensing and GIS.
- LAURENTI, A. Qualidade de água I. Florianópolis, Imprensa Universitária, 1997. Cap. 3: Determinação potenciométrica do pH, Cap 7: Determinação do ferro total.
- LIEDTKE, J., ROBERTS, A., LUTERNAUER, J. Practical remote sensing of suspended sediment concentration. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, v. 61, n. 2, p. 167-175, fev. 1995.
- LILLESAND, T. M., KIEFER, R. W. Remote sensing and image interpretation. New York, John Wiley & Sons, 1987. Cap. 1: Concepts and foundations of remote sensing.
- LOCH, C. Cadastro rural em uma região prioritária do estado de Santa Catarina. Florianópolis, Colecate, 1984.
- LOCH, R. E. N. Estruturação de dados geográficos para a gestão de áreas degradadas pela mineração. Curitiba, 2000. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Setor Ciências Agrárias, UFPR.
- _____. Influência da exploração carbonífera nas atividades agrícolas e no desenvolvimento global de Criciúma-SC. Florianópolis, 1991. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Centro de Filosofia e Ciências Humanas, UFSC.
- MARTINELLO, C. M. Avaliação microbiológica e físico-química de lagoas ácidas na área de mineração de carvão a céu aberto. Porto Alegre, 1998. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola e do Ambiente) - Faculdade de Agronomia, UFRGS.
- MEYERS, R.A. Coal structure. London, Academic Press Inc., 1982. Cap. 2: Coal Macerals.
- MOSER, D. A. A produção de carvão mineral em Santa Catarina. In: SEMINÁRIO: O CARVÃO MINERAL NA NOVA REALIDADE BRASILEIRA (12. : 1986 : Itaipava). Anais. Rio de Janeiro, 1986. p. 155-160.

- MUNDAY Jr., J. C., ALFÖLDI, T. T., AMOS, C. L. Bay of Fundy verification of a system for multirate landsat measurement of suspended sediment. In: FIFTH ANNUAL W. T. PECORA MEMORIAL SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING (6. : 1979 : Sioux Falls). Anais. Minneapolis, AWRA, 1981. p. 622-640.
- NOVO, E. M. L. M. Sensoriamento remoto princípios e aplicações. São Paulo, Editora Edgard Blücher Ltda, 1998. p.1-5.
- OLBERT, C., SINGH, R. P., SCHAALE, M., FURRER, R. Monitoring of water with an airborne spectrographic imager. In: FIRST INTERNATIONAL AIRBORNE REMOTE SENSING CONFERENCE AND EXHIBITION (9. : 1994 : Strasbourg). Anais. Strasbourg, França, 1994. p. III-141 - III-151.
- O' CONNOR, J. T. Water quality and treatment. New York, McGraw-Hill Book Company, 1971. Cap 11: Iron and manganese.
- PHILIPS, J. Os dez mandamentos para um cadastro moderno de bens imobiliários. In: II COBRAC - CONGRESSO BRASILEIRO DE CADASTRO TÉCNICO MULTIFINALITARIO. Anais. Florianópolis, 13 a 17 de outubro de 1996.
- RUGGLES, F., DEUTSCH, M. Water use and management. In: FIFTH ANNUAL W. T. PECORA MEMORIAL SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING (6. : 1979 : Sioux Falls). Anais. Minneapolis, AWRA, 1981. p. 681-682.
- RUIZ-AZUARA, P. Multitemporal analysis of simultaneous landsat imagery (MSS and TM) for monitoring primary production in a small tropical coastal lagoon. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, v. 61, n. 2, p. 187-198, fev. 1995.
- SABINS, F. F. Remote Sensing. New York, W.H. Freeman and Company, 1996.
- SILVA RAMOS, R. DA. Contribuição do carvão mineral de Santa Catarina no plano 2010. In: SEMINÁRIO: O CARVÃO MINERAL NA NOVA REALIDADE BRASILEIRA (12. : 1986 : Itaipava). Anais. Rio de Janeiro, 1986. p. 69-72.
- SIMEONS, C. Coal. London, William Clowes & Sons Limited, 1978. Cap. 2: Coal - Sources and Resources.
- SPIEGEL, M. R. Probabilidade e estatística. São Paulo, McGraw-Hill do Brasil, 1978. Cap. 7: Testes de hipóteses e significância.
- TUCCI, C. E. M. Hidrologia. Porto Alegre: ABRH: EDUSP, 1993. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos; V.4). Cap. 1: Hidrologia: ciência e aplicação.
- TUCCI, C. E. M. Hidrologia. Porto Alegre, Editora da Universidade/UFRGS, 1997. Cap. 4: Elementos de estatística e probabilidades.
- WORLD COAL INSTITUTE. The origins of coal, 2000. Endereço na Internet: <http://www.worldcoal.org.edu/papers/index.html>.

8.1 OBRAS CONSULTADAS

BÄHR, H. P. Procesamiento digital de imágenes. Eschborn, Deutsche Gessellschaft für Technische Zusammenarbeit, 1991.

BÄHR, H. P., VÖGTLE, T. GIS for environmental monitoring. Stuttgart, Strauss Offsetdruck, 1999.

SCHEIBE, L. F. e PELLERIN, J. Qualidade ambiental de municípios de Santa Catarina: O Município de Sombrio. Florianópolis, FEPEMA, 1997.

9 APÊNDICES

APÊNDICE 1: Números Digitais (NDs) da sub-cena TM de 1986, obtidos para as lagoas LF-03, LF-06, LF-09 e LF-10. Em negrito é mostrado o ND médio para cada banda e seu Desvio Padrão.

	LF-03	
BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
89	49	39
90	48	39
90	47	41
90	45	41
89	45	40
90	42	42
90	49	41
90	47	42
90	46	41
86	50	42
88	49	37
89	43	41
86	46	41
90	42	41
89	45	40
89	45	41
89	46	41
1.34	2.50	1.31

	FS-10	
BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
93	39	42
80	37	39
90	30	30
91	37	41
82	32	31
88	32	32
91	36	26
82	29	36
89	37	42
87	34	35
4.74	3.61	5.92

	LF-06	
BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
84	38	31
82	34	32
85	33	31
82	33	30
87	36	35
86	34	35
82	33	32
86	34	32
82	37	35
84	32	31
86	33	34
84	34	31
83	33	32
86	35	33
84	37	33
87	33	31
87	35	30
86	36	32
83	37	35
84	31	32
87	31	32
84	33	33
84	34	29
85	37	31
85	32	31
85	35	35
82	32	31
85	36	33
85	35	35
86	34	31
85	34	32
1.63	1.89	1.72

	LF-09	
BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
90	43	40
93	48	39
89	45	39
89	44	37
89	43	40
88	43	36
91	42	38
86	41	35
87	44	40
88	45	38
87	45	38
88	47	37
88	46	37
89	47	41
88	47	41
89	49	37
88	45	41
89	48	40
87	48	39
87	48	41
90	49	37
89	46	39
1.57	2.38	1.80

APÊNDICE 2: Números Digitais (NDs) da sub-cena TM de 1996, obtidos para as lagoas LF-03, LF-06, LF-09, LF-10, LF-22, LF-24 e LM-02. Em **negrito** é mostrado o ND médio para cada banda e seu Desvio Padrão.

	LF-03	
BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
69	38	31
70	36	31
71	36	32
68	36	31
70	36	31
67	31	32
67	33	30
68	36	34
70	38	32
69	36	32
1.45	2.24	1.13

	LF-10	
BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
69	30	32
60	25	25
60	28	29
67	27	30
61	25	26
67	30	35
64	29	32
66	29	32
64	28	30
3.54	2.03	3.36

	LF-06	
BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
63	26	22
64	26	20
63	25	22
64	25	24
61	25	21
60	24	21
63	26	22
67	26	23
61	24	21
63	24	23
62	24	25
64	27	27
64	26	25
60	26	25
64	26	27
69	26	27
65	26	22
63	27	29
63	25	23
69	26	26
61	27	25
61	24	21
62	26	25
64	25	25
61	24	22
63	23	21
62	25	23
61	25	23
64	24	21
64	24	23
64	24	22
64	25	26
63	25	24
2.17	1.06	2.26

	LF-09	
BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
67	38	30
64	37	30
68	39	29
64	36	27
67	33	28
71	39	32
72	39	29
72	43	31
71	43	32
72	44	32
72	42	32
71	41	32
70	41	31
72	40	31
70	42	31
68	39	30
69	40	30
2.78	2.89	1.55

	LF-22	
BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
60	22	23
59	21	23
59	22	23
60	23	25
59	21	22
64	24	23
59	21	22
60	22	25
63	24	26
60	22	25
59	21	22
60	22	22
63	25	26
60	22	23
61	23	23
60	23	23
61	23	24
60	22	23
60	23	23
59	22	22
59	22	23
59	23	22
60	22	23
59	23	22
59	22	23
60	24	23
59	23	24
59	22	22
61	23	23
59	21	23
61	23	23
59	23	22
60	22	22
61	23	23
62	23	23
60	22	22
60	22	23
1.27	0.94	1.11

	LF-24	
BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
58	25	22
61	24	22
59	24	24
59	22	21
59	23	22
60	23	21
58	23	22
59	25	24
63	24	21
59	23	21
61	24	24
60	25	24
60	24	24
57	24	22
61	25	22
58	23	24
1.46	1.35	0.80

	LF-28	
BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
63	27	28
64	26	30
63	26	29
64	26	30
64	26	29
0.58	0.50	0.96

	LM-02	
BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3
76	37	31
74	40	30
72	40	30
73	40	28
72	40	28
72	39	30
70	39	30
73	37	29
72	37	30
69	36	30
72	39	29
72	40	30
76	40	27
77	40	29
73	39	26
73	39	30
68	33	29
73	38	30
74	40	30
77	40	27
75	40	28
75	39	27
76	39	27
75	40	27
73	39	30
75	40	30
73	40	29
74	40	30
75	39	30
75	40	26
75	40	29
77	39	29
76	39	30
75	35	30
73	39	30
76	40	27
74	39	29
2.15	1.61	1.37